

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



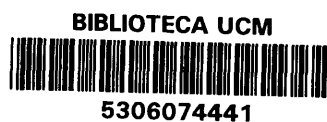
TESIS DOCTORAL

Estudio limnológico del embalse de San Juan (Madrid)

MEMORIA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR
PRESENTADA POR

José Luis Velasco Díaz

Madrid, 2015



T 556.55(464.1)
VEL
est

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

ESTUDIO LIMNOLÓGICO DEL EMBALSE DE SAN JUAN (MADRID)

MEMORIA

que para optar al Grado de Doctor en Ciencias Biológicas

presenta

JOSE LUIS VELASCO DIAZ



MADRID, 1.978

R. 23.062

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

ESTUDIO LIMNOLÓGICO DEL EMBALSE DE SAN JUAN (MADRID)



JOSE LUIS VELASCO DIAZ

Quiero expresar mi agradecimiento

- Al Dr. Jerónimo Corral por la acertada dirección de la Tesis Doctoral y sobre todo por las numerosas sugerencias aportadas durante las reuniones de trabajo y que han resultado decisivas para la realización de la misma.
- Al Dr. Carlos Vicente por la amabilidad demostrada al aceptar la ponencia de la Tesis Doctoral.
- A mis amigos Antonio Cabañas y Conchi Becerril por la ayuda prestada durante los muestreos así como por las pequeñas fatigas y buenos momentos que compartimos juntos.
- A Manuel Raiz por su colaboración fundamental en el apartado correspondiente a las características geológicas del embalse.

A mis compañeros de la Sección de Contaminación y Depuración del Agua:

- Mariví Castresana por la perfecta realización de las copias mecanográficas así como por la paciencia demostrada a lo largo de las numerosas ocasiones en que han sido corregidas.
- Carmen García, Teodoro Soriano, Araceli Vacas y Angel Rubio por la realización de los análisis de bacteriología y química, base fundamental de la Tesis Doctoral.
- A todos ellos juntamente con Enrique Gómez, Victoriano Alario, Josefina Morá y José María Arias, reitero mi más profundo agradecimiento no solo por la ayuda material recibida sino y sobre todo, por su ayuda moral, que me ha permitido, a pesar de todo, llegar al final del trabajo.

Este trabajo se llevó a cabo gracias a una Beca para Formación de Personal Investigador del III Plan de Desarrollo.

INDICE

CAPITULO I	1
1. INTRODUCCION	1
CAPITULO II	10
2. OBJETIVO DE LA TESIS DOCTORAL	10
CAPITULO III	12
3. MATERIAL Y METODOS	12
3.1. Equipo de muestreo	13
3.2. Transporte de las muestras	13
3.3. Análisis físico-químicos	14
3.4. Análisis biológicos	16
3.5. Análisis bacteriológicos	20
CAPITULO IV	22
4. CARACTERISTICAS DEL EMBALSE DE SAN JUAN; PUNTOS DE MUESTREO Y JUSTIFICACION DE LOS MISMOS	22
4.1. Localización y entorno del embalse	23
4.2. Características técnicas de la presa	23
4.3. Características morfológicas del embalse	25
4.4. Régimen hidráulico y datos climatológicos del embalse	25
4.5. Características geológicas de la cuenca del embalse	28
4.6. Puntos de muestreo: su elección y justificación de los mismos	29
CAPITULO V	31
5. DISCUSION DE LOS RESULTADOS EN EL EMBALSE DE SAN JUAN	31
5.1. Parámetros Físicos	32
5.1.1. Temperatura y estratificación térmica: <u>ti</u> po de estratificación del embalse	33
5.1.2. Penetración de luz: delimitación de la <u>zo</u> na eufótica del embalse	40

5.2. Parámetros Químicos	43
5.2.1. Oxígeno disuelto: curvas de oxígeno y variación a lo largo de un ciclo anual en el embalse	44
5.2.2. Macronutrientes.- Nitrógeno (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-). Fósforo (PO_4^{3-}) y Silicio (SiO_3^{2-}): perfiles y evolución temporal en el embalse	50
5.2.3. Cationes (Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+) y aniones (Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , CO_3^{2-}) principales: pH, conductividad y residuo seco a 110°C : perfiles, evolución temporal y clasificación del embalse por el contenido iónico de sus aguas	86
5.2.4. Indicadores químicos de contaminación (DBO_5 , DQO , detergentes aniónicos); perfiles y evolución temporal en el embalse.	118
5.3. Parámetros Biológicos	120
5.3.1. Pigmentos fotosintéticos; Clorofila "a", "b" y "c": evolución temporal en la zona trofогénica y trofолítica del embalse ...	121
5.3.2. Índice $\text{D}_{430}/\text{D}_{665}$: evolución temporal en las zonas trofогénica y trofолítica del embalse	128
5.3.3. Correlación entre concentraciones de clorofila "a" y "c" y macronutrientes	129
5.3.4. Producción Primaria: evolución temporal en las aguas superficiales del embalse ..	130
5.3.5. Datos sobre las comunidades planctónicas dominantes en el embalse	134
5.3.6. Análisis bacteriológicos: distribución vertical y variaciones estacionales en el embalse	139
5.4. Eutrofización	149
5.4.1. Clasificación trófica de lagos y embalses	150
5.4.2. Parámetros indicadores de eutrofización: grado de eutrofización del embalse	151
5.4.3. Efectos de la eutrofización y medidas para evitarla en general	154

CAPITULO VI	155
6. SISTEMA: AFLUENTES (RIOS ALBERCHE Y COFIO) - EMBALSE DE SAN JUAN - EFLUENTE (PIE DE PRESA)	155
6.1. Resultados	157
6.2. Discusión de los resultados	162
6.2.1. Parámetros físico-químicos	163
6.2.2. Pigmentos fotosintéticos	166
6.2.3. Análisis bacteriológicos	170
CAPITULO VII	173
7. CONCLUSIONES	174
7.1. Embalse de San Juan	174
7.2. Sistema: afluentes (ríos Alberche y Cofio) - em- balse de San Juan - efluente (pie de presa)	179
CAPITULO VIII	181
8.1. Tabla I	181
8.2. Tabla II	184
8.3. Tabla III	189
8.4. Tabla IV	193
8.5. Tabla V	195
8.6. Tabla VI	199
8.7. Tabla VII	205
8.8. Tabla VIII	215
CAPITULO IX	219
9. Bibliografía	220

CAPITULO - I

I.- INTRODUCCION

En la actualidad, la degradación del medio ambiente ha adquirido características de tal relieve que hace que sea uno de los problemas que suscita cada vez con mayor intensidad la atención de los diferentes gobiernos, tanto a escala nacional, como a nivel internacional. Así pues de lo que se trata hoy es de abordar la cuestión de forma global, teniendo en cuenta que ya el problema no afecta solo a determinados países, si no que lo que está en peligro es el conjunto de todos ellos en tanto en cuanto que son parte integrante de la Biosfera, siendo por lo tanto indispensable la colaboración entre todos ellos y la adopción de programas en común que permitan abordar de forma adecuada el problema planteado. .

También es obvio que si el hombre, responsable principal de la degradación que está sufriendo la Naturaleza, no tiene en cuenta que a nivel de especie solamente comparte con el resto un lugar en la cadena ecológica, la ruptura de algún eslabón de ésta, hará que sea él también una más de las víctimas producidas como consecuencia de tal hecho.

Dentro del esquema general de la degradación del medio ambiente, el medio acuático, es quizá uno de los más afectados por la contaminación* resultante de la actividad, tanto biológica como industrial del hombre, si bien una separación más o menos tajante de los tres elementos fundamentalmente afectados, tierra-agua-aire, es ciertamente imposible.

Esto es evidente desde el momento en que los diversos ecosistemas de agua dulce además de recibir directamente una serie de productos orgánicos e inorgánicos de los que el hombre necesita deshacerse rápida y fácilmente, también recibe otras sustancias

*KORMONDY define la contaminación como "una alteración desfavorable de nuestros medios, enteramente o en gran parte debida a acciones humanas mediante efectos directos o indirectos de cambios en las vías de circulación, niveles de radiación, constitución física y química y abundancia de organismos ..."

contaminantes de forma indirecta, a través del lavado del suelo de las cuencas de recepción de ríos, lagos o embalses, y que debido a la extensión creciente de las actividades agrícolas, con el empleo de fertilizantes, plaguicidas, pesticidas, etc, hace que sea cada vez mayor la importancia de esta segunda fuente de contaminación.

Partiendo de la base de que el agua es un elemento esencial e imprescindible, tanto para los procesos vitales (constituye aproximadamente el 70% del protoplasma celular) como para los innumerables usos que el hombre hace de ella, serán convenientes y necesarios todos los esfuerzos encaminados a preservar dicho elemento en las condiciones más idóneas para su utilización, máxime si tenemos en cuenta que de la totalidad del agua que recubre la mayor parte de nuestro planeta, el volúmen correspondiente a aguas oceánicas, no directamente utilizables para el consumo humano, es del orden de 1.000 millones de Km^3 , frente a solo 20.000 Km^3 de agua dulce disponibles por año. Teniendo en cuenta la demanda creciente de agua dulce en todo el mundo y el aumento progresivo de contaminación, que sufre dicho elemento, se puede concluir que su protección es indispensable si el hombre pretende seguir existiendo sobre la Tierra.

Vista pues, la urgente necesidad que tiene el hombre de preservar sus recursos naturales de agua, es también evidente que los problemas que plantea la contaminación de dichos recursos son a veces complejos y de difícil solución debido a la incidencia de factores físicos, químicos, biológicos, etc. cuya solución requiere la intervención conjunta de especialistas en distintos campos científicos.

Desde este punto de vista, es indudable que los problemas concretos que presenta la contaminación de las aguas dulces, solo pueden ser abordados de una forma global mediante estudios limnológicos, ya que la Limnología es precisamente la ciencia que se ocupa del estudio de todo tipo de aguas interiores, ya sean superficiales o subterráneas, teniendo en cuenta tanto los factores abióticos del medio -físicos y químicos-, como los bióticos, representados por las diversas comunidades de organismos que se desarrollen en el seno de los diferentes habitats de agua dulce existentes.

También debe tenerse en cuenta que si bien el hombre en un principio satisfacía sus necesidades de agua potable en la mayoría de los casos a partir de los cursos de agua subterráneos, muchos contaminados, en la actualidad por resultar insuficientes, es necesario utilizar las aguas superficiales, más expuestas a alteraciones, e incluso, almacenarlas en embalses mediante la construcción de presas en puntos adecuados de los cursos de los ríos, para poder así satisfacer la demanda creciente de agua derivada de todo tipo de actividades humanas.

Este cambio de suministro de aguas subterráneas por superficiales ha creado problemas nuevos, ya que las aguas subterráneas profundas están sustancialmente libres de organismos capaces de provocar dificultades y molestias, mientras que las aguas superficiales contienen a menudo organismos que pueden complicar el aprovisionamiento de agua potable. Entre los problemas más importantes que pueden presentar las aguas superficiales destinadas al abastecimiento podemos citar: olor y sabor desagradables producidos tanto por ciertos organismos planctónicos como por la descomposición de la materia orgánica del fondo; obstrucción de filtros de la red de abastecimiento; adherencia y crecimiento de materia orgánica en depósitos y cañerías de conducción; aparición de toxicidad como consecuencia de la secreción de ciertas sustancias debida a la actividad metabólica de ciertos microorganismos, etc. Importa también tener en cuenta el aumento de la intensidad y extensión del problema ya que el crecimiento de algas y otros organismos planctónicos puede ser incrementado con el aporte de líquidos residuales, orgánicos, inorgánicos o mezcla de ambos, favoreciendo así el aumento global de la biomasa. Este hecho está relacionado íntimamente con el proceso de EUTROFIZACION, resultado del enriquecimiento de las aguas en sales nutritivas necesarias para los diversos seres autótrofos, desencadenándose dicho proceso, igualmente, aún por el aporte de sustancias contaminantes de naturaleza exclusivamente orgánica, ya que a través del ciclo de la materia y con la intervención de las bacterias saprofitas principalmente, se producirá progresivamente la mineralización de ésta.

Si la demanda creciente de agua potable obliga a la utilización cada vez mayor de las aguas superficiales en todo el mundo, en el caso concreto de España hay que tener además muy en cuenta el carácter irregular de los caudales de nuestros ríos, que hace que en las estaciones secas del año en muchas regiones no se pueda contar con una cantidad suficiente de agua que satisfaga todas las necesidades, por lo cual es evidente que se necesitará un aprovechamiento máximo de nuestros recursos naturales de aguas superficiales especialmente mediante la construcción de embalses. Debido a esto, serán de gran interés todos aquellos estudios encaminados al conocimiento de los problemas que pueda plantear en la práctica el almacenamiento de masas de agua dulce, teniendo en cuenta las características específicas que diferencian este tipo de lagos artificialmente formados, con respecto a aquellos que deben su origen a causas puramente naturales.

CARACTERISTICAS DIFERENCIALES DE LOS EMBALSES CON RESPECTO A LOS LAGOS NATURALES

En este sentido, es necesario destacar la importancia que tiene el establecer las características diferenciales propias de los embalses con respecto a los lagos naturales, que cuentan, indudablemente, con una teoría mucho más elaborada, fruto de los numerosos estudios limnológicos realizados sobre ellos.

Desde este punto de vista, el aspecto más significativo quizá sea la modificación de las características propias de los sistemas de agua corriente, como consecuencia de la variación del régimen reofílico debido a la construcción de la presa ó dique. Este hecho determinará una serie de cambios tanto físico-químicos como biológicos, pudiendo decirse que en general los embalses de ríos se diferencian de los lagos en los siguientes puntos:

- a) Por su asimetría en la distribución de profundidades hacia la presa.
- b) Ausencia de zona sublitoral
- c) Fluctuaciones en el nivel del agua
- d) Corrientes de coeficiente variable
- e) Mayor sedimentación

También hay que tener en cuenta que según la región climática y composición del terreno, los embalses podrán variar en cuanto al perfil de temperaturas del agua en profundidad y aporte de nutrientes alóctonos.

En este aspecto, el primer problema que plantea la construcción de una presa, es valorar la elección adecuada del lugar donde ha de levantarse, en función de la calidad futura que debiera tener el agua embalsada, pues tanto la naturaleza geoquímica del terreno, como su estructura morfológica y sus características en cuanto a la cantidad de vegetación, la van a afectar directamente.

Anexo a este problema existe otro de gran interés como es la pérdida de capacidad de embalsamiento de agua como consecuencia del depósito paulatino de materia sedimentable, tanto orgánica como inorgánica, ya sea a través de los efluentes, por el agua de escorrentía o bien por los propios seres planctónicos que al terminar su ciclo vital se van acumulando en el fondo. Todos los problemas enunciados anteriormente exigirán un control y prevención encaminados a subsanarlos de forma eficaz e inmediata.

Así por ejemplo y con el fin de evitar en lo posible una abundante proliferación de los mencionados organismos planctónicos, se rá conveniente situar la presa en aquel lugar de la cuenca del río que ofrezca un mayor desnivel topográfico del terreno, al objeto de que el agua embalsada tenga la máxima profundidad posible y la mínima superficie, ya que las masas de agua embalsada de este tipo son menos productivas que aquellas que se encuentran en regiones llanas, y por tanto, con características batimétricas contrarias a las descritas anteriormente. También es deseable que la zona elegida para el emplazamiento del embalse, posea una baja densidad de población y no existan por sus alrededores industrias o zonas de cultivo intensivos, factores todos ellos que facilitarían un aumento de la contaminación de las aguas.

Otro aspecto de gran interés es el que hace referencia a las características físico-químicas y biológicas propias de una masa de agua embalsada y que poseen un carácter diferencial respecto

a los cursos de agua corriente. Así pues y desde este punto de vista vamos a señalar a continuación algunas de dichas CARACTERÍSTICAS FISICO-QUIMICAS PROPIAS DE UNA MASA DE AGUA EMBALSADA para posteriormente proceder de igual forma con las características biológicas.

CARACTERISTICAS FISICO-QUIMICAS

1) SEDIMENTACION: dentro de los factores físicos que influyen de manera notable en las relaciones ecológicas de una masa de agua embalsada, hay que destacar que la ausencia de agitación (característica fundamentalísima en los cursos de agua corriente) favorece la rapidez de sedimentación, aunque por otra parte, ese mismo factor contribuya también a que la difusión del oxígeno atmosférico a las capas superficiales de agua sea menor.

Una consecuencia de la mayor rapidez de sedimentación es la clarificación de las aguas embalsadas, si bien algunas que contienen arcilla coloidal permanecen turbias durante lapsos prolongados de tiempo.

2) HOMOGENEIZACION: este hecho se traduce en la unificación de la composición físico-química de las aguas que alimentan el embalse produciéndose también además la dilución de las crecidas bacterianas de las mismas, cuyo origen es el lavado de terrenos de la cuenca de recepción por la lluvia,

3) DISMINUCION DE LA MATERIA EN SUSPENSION: dicha disminución se refiere tanto a la materia inorgánica como a la orgánica oxidable por el permanganato así como del amoníaco.

4) REDUCCION DE LA DUREZA: este fenómeno ha sido observado en un gran número de casos.

5) LOS EMBALSES, CON SALIDA DE AGUA PROFUNDA, ACTUAN COMO "UNA TRAMPA DE CALOR" Y COMO "EXPORTADORES DE ALIMENTOS": este hecho tiene lugar en aquellos embalses lo suficientemente profundos como para que se pueda formar en ellos una estratifi-

cación térmica estable, por lo cual el agua de salida será del hipolimnión y por tanto fría, pobre en oxígeno disuelto (a pesar de que las aguas más frías favorezcan la disolución del oxígeno) y rica en elementos nutritivos como consecuencia de los procesos de mineralización de la materia orgánica depositada en el fondo; por el contrario, el agua más caliente del epilimnión quedará retenida en el embalse.

A diferencia de este tipo de embalses los lagos naturales con desagüe superficial, actuaran de forma contraria, siendo por tanto "trampas de elementos nutritivos" y "exportadores de calor".

Además de los efectos térmicos, WRIGHT 1967, enumera los siguientes efectos de los diques con compuerta de exclusa de agua profunda.

- a) El agua sale con una salinidad mayor de la que se obtendría de la extracción de agua de la superficie.
- b) Se pierden en el depósito elementos nutritivos esenciales, lo que tiende a agotar la capacidad productiva del depósito, produciendo al propio tiempo eutrofización río abajo.
- c) La pérdida por evaporación aumenta como resultado de almacenar agua caliente entrante y de liberar agua del hipolimnión fría.
- d) Un bajo contenido de oxígeno disuelto, en el agua descargada, reduce la capacidad del río de recibir contaminantes orgánicos.
- e) La descarga de sulfuro de hidrógeno y de otras sustancias reducidas rebaja la calidad del agua del río, aguas abajo de este y, en casos extremos, puede llegar incluso a producirse el exterminio de la fauna piscícola.

CARACTERISTICAS BIOLOGICAS

El fenómeno de la evolución que experimentan las diversas comunidades de organismos que se van desarrollando a partir del momento de la construcción del embalse, puede resumirse de la siguiente forma: en un principio, al producirse la inundación de

los terrenos elegidos para embalsar el agua, y si dichos terrenos son abundantes en materia orgánica como consecuencia de ser una zona de bosque, por ejemplo, la primera etapa por la que atravésarán estas aguas será una "floración" altamente productiva, debido, fundamentalmente, a la elevada concentración de nutrientes liberados a partir de la intensa actividad microbiana, la cual, lleva consigo en numerosos casos, una disminución importante del contenido de oxígeno dissuelto en el fondo, que incluso puede llegar a veces a un agotamiento total. También es destacable en esta primera etapa un rápido crecimiento de peces.

Posteriormente, a medida que la concentración de nutrientes disminuye, el embalse se estabiliza a un ritmo más bajo de productividad, experimentándose un aumento de la cantidad de oxígeno disuelto en el hipolimnion y una disminución del rendimiento piscícola. Si el embalse recibe aportes alóctonos de elementos nutritivos como consecuencia, por ejemplo, de una intensa actividad agrícola en su cuenca de drenaje, no se llegará fácilmente a la etapa de estabilización, predominando por el contrario toda una serie de "estados transitorios".

Por último, la experiencia que viene aportando el estudio de la evolución de numerosos embalses en todo el mundo, indica claramente, que el desconocimiento del carácter básico de la sucesión ecológica y de las relaciones existentes entre la naturaleza de la vertiente y el embalsamiento, se ha traducido en muchos casos en fracasos y decepciones en aquellos intentos que el hombre ha hecho con el ánimo de mantener ecosistemas artificiales de este tipo en las condiciones más idóneas para su explotación.

En otro orden de cosas y desde un punto de vista bacteriológico hay que señalar la importancia de los fenómenos de sedimentación que junto al gran volumen de agua que forma el embalse con relación al del afluente o afluentes, influye favorablemente en la rapidez con que se lleva a cabo la depuración puesto que el número de bacterias disminuye debido a la adsorción de estas en determinadas partículas en suspensión que por gravedad van precipitando en el fondo.

También otro factor que puede contribuir a la depuración bacteriológica de las aguas de un embalse, es que el periodo de retención de las mismas sea superior al periodo de supervivencia de los diferentes gérmenes que se encuentran en ellas.

CAPITULO - II

2.- OBJETIVO DE LA TESIS DOCTORAL

En la presente Tesis Doctoral nos proponemos realizar un estudio del embalse de San Juan desde un punto de vista limnológico, que si bien en lo fundamental seguirá el esquema ya elaborado suficientemente por los numerosos trabajos de este tipo realizados sobre todo en lagos de origen natural, en nuestro caso concreto consideramos de su me interés destacar aquellas características diferenciales que ofrecen los lagos formados artificialmente por la mano del hombre.

En base al criterio expuesto anteriormente, aparte de los estudios físico-químicos y biológicos realizados en el mismo embalse, se han elegido otros puntos de muestreo, tanto en los afluentes principales (ríos Alberche y Cofio) como en el efluente de Pié de Presa, con el fin de poder apreciar y cuantificar las modificaciones que ex perimenta el agua de entrada por el hecho de permanecer retenida o embalsada durante el periodo de tiempo marcado por el régimen hidráu lico propio del embalse en cuestión.

El interés que tiene desde un punto de vista práctico el conocimiento de las modificaciones que experimenta el agua en el sistema formado por afluentes-embalse-efluente, es que en función de la impe riosa necesidad actual de aprovechar al máximo nuestros recursos hídricos, los cursos de agua de gran número de ríos (caso del Alberche) se ven sometidos en diversos puntos de su trayectoria a modificaciones impuestas por la construcción de presas que embalsan sus aguas, ya con fines de aprovechamiento energético, ya de suministro de agua potable a las poblaciones, con lo que en definitiva se formará una "cadena" de embalses a lo largo de la cuenca del río, donde el efluen te de un embalse correspondiente a un eslabon intermedio de esa cade na es a su vez el afluente del eslabon que le sigue aguas abajo. En virtud de esta estructura concatenada de presas que va adquiriendo la cuenca de un río, más compleja a medida que aumenta la presión demográfica y el desarrollo agrícola e industrial en un país en de-

sarrollo como el nuestro, se impone la necesidad de CONOCER las transformaciones cualitativas que va experimentando la calidad del agua a su paso por los distintos eslabones de la cadena de embalses, como un primer paso para llegar a un CONTROL de los mismos en aras a PREVENIR un progresivo deterioro de la calidad de las aguas.

Es obvio que todo plan encaminado a un posible control y prevención de la alteración ~~que pueden~~ experimentar los recursos de agua dulce disponibles en un momento dado, debe contar como requisito previo e indispensable del conocimiento suficiente acerca de las características fundamentales relativas al ecosistema acuático objeto de estudio. Dicho conocimiento en el caso concreto de un em balse estará basado fundamentalmente en la obtención y elaboración de todos aquellos datos físico-químicos y biológicos, que recogidos a lo largo de un periodo de tiempo suficiente, nos permitan elaborar un modelo aproximado del comportamiento de ese embalse con las variaciones estacionales que experimentan los diversos parámetros objeto de estudio. Con arreglo a este esquema, será de gran interés reunir la información adecuada que nos posibilite en un momento dado poder predecir aproximadamente, cuando puede producirse una proliferación excesiva de fitoplancton, por ejemplo, con sus secuelas negativas en cuanto al olor y sabor que puede conferir al agua o bien controlar el grado de eutrofización de las mismas si se quieren evitar problemas técnicos e incluso sanitarios en un futuro próximo.

Así pues, el objetivo fundamental que nos proponemos en la presente tesis será conocer el "comportamiento" del embalse de San Juan a lo largo de un periodo de tiempo superior a un año, así como las modificaciones que experimenta el agua de los afluen tes como consecuencia de su permanencia en el embalse o dicho de otra forma: la transformación de un habitat acuático de tipo ló-tico en otro de tipo léntico.

CAPITULO - III

3.- MATERIAL Y METODOS

3.1. EQUIPO DE MUESTREO

3.2. TRANSPORTE DE LAS MUESTRAS

3.3. ANALISIS FISICO-QUIMICOS

3.4. ANALISIS BIOLOGICOS

3.5. ANALISIS BACTERIOLOGICOS

Este capítulo aborda el tema del material y métodos seguidos para la medición de los parámetros físico-químicos, biológicos y bacteriológicos seleccionados en función de las características implícitas al planteamiento de la presente Tesis Doctoral. También se tratan aquellos aspectos referentes al equipo de muestreo y transporte de muestras, operaciones que anteceden a la realización en sí del análisis de cualquiera de los parámetros indicados anteriormente.

3.1. EQUIPO DE MUESTREO

Para la obtención de muestras de agua a distintas profundidades se utilizó un equipo compuesto por los siguientes elementos:

- Bomba peristáltica WAB modelo SK 123-01, construida por Bachofen Basel.
- Motor eléctrico tipo MHX-71 b/4 de 0,25 C.V. de potencia.
- Generador portátil HONDA E-300 para alimentar al motor eléctrico.
- Tubo de plástico de 60 m. de longitud y 9 mm. de diámetro interno.

3.2. TRANSPORTE DE LAS MUESTRAS

El transporte de las muestras de agua tomadas en el embalse y en los ríos, se realizó en botellas de plástico o de vidrio, según el tipo de análisis a realizar, de 1 litro de capacidad, excepto las destinadas al análisis de amonio y nitritos, de 50 ml. y las de oxígeno disuelto, de 250 ml. aproximadamente.

Las muestras destinadas a análisis químicos y biológicos se transportaron en botellas de polietileno, excepto para fosfatos y detergentes aniónicos que se emplearon botellas de vidrio lavadas con ácido clorhídrico y metanol, en la proporción de 1 a 3 y enjuagadas posteriormente con abundante agua desionizada.

Para los análisis bacteriológicos se utilizaron botellas de vidrio Sovirel convenientemente esterilizadas.

La cantidad de agua tomada fué de 4 litros para los análisis químicos y biológicos y 1 litro para el bacteriológico. Uno de los litros contenidos en las botellas de polietileno se fijaba "in situ" con formol al 4% para realizar los análisis correspondientes a recuento e identificación de los organismos planctónicos.

Las muestras destinadas a los análisis bacteriológicos se conservaban, desde su toma en el embalse hasta el momento de realizar el análisis, en neveras portátiles a 4°C aproximadamente. El resto de las muestras se transportó a la temperatura ambiente.

El tiempo transcurrido desde la toma de las muestras hasta su análisis posterior en el laboratorio osciló entre 24 y 48 horas por término medio.

3.3. ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICOS

. Penetración de luz

La medida de este parámetro se realizó con un fotómetro sumergible diseñado y construido en nuestro laboratorio por D. Jesús García-Ochoa Arias, expresándose los resultados en tantos por ciento de la luz incidente en la superficie del agua.

. Temperatura

Las medidas de temperatura a lo largo del perfil se realizaron con una sonda de 58 m. de longitud provista en uno de sus extremos de un termistor que permite medidas rápidas con una sensibilidad de $\pm 0,1$ °C para un rango de 0-50 °C, obteniéndose en 30 segundos un 99% de respuestas.

Dicha sonda térmica va incorporada también a la célula galvánica destinada a medir oxígeno disuelto, lo que permite hacer lecturas simultáneas de ambos parámetros.

. Análisis químicos

Los parámetros químicos determinados así como los métodos utilizados para la valoración de cada uno de ellos fueron, en forma resumida:

Calcio y Magnesio: Valoración complexométrica
Sodio y Potasio: Fotometría de llama
Sulfatos: Colorimetría
Cloruros: Método de Mohr
Sílice: Colorimetría con molibdato amónico
Fosfatos: Colorimetría con molibdato amónico y reducción
a azul de molibdeno
Nitratos: Colorimetría con ácido fenol-disulfónico
Nitritos: Método de Griess
Amonio: Nesslerización directa
Nitrógeno total: Digestión Kjeldahl y valoración
acidimétrica
Bicarbonatos y Carbonatos: Acidimetría
D.B.O₅: Método de dilución
D.Q.O.: Ebullición al permanganato
pH: Método potenciométrico
Durezas: Complexometría
Detergentes aniónicos: Método de azul de metileno
Oxígeno disuelto: 1º) Método de Winkler
2º) Célula galvánica

De los parámetros que figuran en la lista anterior, algunos de ellos se fijaron y otros se midieron "in situ".

Los fijados "in situ" fueron: amonio (con precipitante alcalino formado por NaOH y CO_3Na_2); nitritos (para su detección cualitativa se añaden a 50 ml. de muestra 25 mg. de naftilamina y 165 mg. de ac. sulfanílico detectándose su presencia por la coloración rosada que adquiere el agua a los 15 minutos); oxígeno disuelto (añadiendo 2 ml. de IK-NaOH y 1 ml. de SO_4Mn).

Respecto a los que se midieron "in situ", oxígeno disuelto y pH, hay que decir que el oxígeno lo fué utilizando un método electroquímico basado en una célula galvánica (Precisión Scientific Company Chicago 60647, U.S.A.). La referida célula galvánica va situada en el extremo de una sonda de 58 m. de longitud que se coloca junto a la entrada de agua en el tubo de plástico con objeto de aprovechar el flujo de agua existente en ese punto, ya que las condiciones de funcionamiento de la célula exigen un cierto movimiento del agua que se quiere analizar.

Las medidas se pueden realizar en un rango de 0 a 50 mg/l de O_2 disuelto, con una exactitud de $\pm 0,1$ mg/l entre 5 y 35 °C.

Respecto al pH, sus medidas fueron realizadas con un peachimetro de campo JOUAN (Paris) tipo 092/P-26.

3.4. ANALISIS BIOLOGICOS

La valoración cuantitativa de pigmentos fotosintéticos del fitoplancton se efectuó con arreglo al método publicado en 1966 por las Naciones Unidas; Ns 65/XVIII. 1/A, (Determination of Photosynthetic Pigments in sea-water) y esencialmente consiste en lo siguiente:

Se hace pasar la muestra de agua objeto de análisis a través de una membrana de 5,5 cm. de diámetro, (retención del 99,9 de las partículas $>0,5\mu m$), marca Whatman GF/C, colocada sobre un soporte de acero inoxidable, conectado a una trompa de agua a fin de facilitar, por medio del vacío creado, la filtración. El volumen de agua que se pasará a través del filtro vendrá dado en función de la densidad del plancton y la cantidad de materia en suspensión que determinará la colmatación del filtro para un volumen de agua dado. En nuestro caso concreto la cantidad de agua filtrada fué normalmente de 1 litro.

También es necesario añadir un compuesto básico, CO_3Mg ó dimetilánilina, a fin de aumentar la efectividad de la filtración y prevenir la posible acidificación del extracto acetónico, retrasando la formación de feofitina. La cantidad de CO_3Ca que debe añadirse es del orden de 10 mg/cm² de superficie del filtro.

La succión se realizó con una trompa de agua, no rebasando los $2/3$ de atmósfera, a fin de que las formas del nanoplancton no atravesasen los poros del filtro.

Una vez que ha pasado el agua a través del filtro, se retira este, con el sedimento planctónico en su superficie, y se procede a su secado. Para este fin, no se recomienda un tratamiento por vapor de los filtros ya que puede facilitar la oxidación e isomerización de la clorofila.

Los filtros una vez secos pueden ser almacenados a una temperatura de 1°C o menos, durante dos meses, sin pérdidas significativas de pigmentos (la pérdida es probablemente menor del 15%).

En el caso de no existir ninguna razón que obligue a almacenar los filtros, como lo fue en el nuestro, se procede inmediatamente a la extracción de los pigmentos clorofílicos utilizando un solvente adecuado. Si bien el metanol es muy eficiente en la extracción de pigmentos del fitoplancton, la acetona al 90% es más adecuada debido a tres razones fundamentalmente.

1. La clorofila "a" pura, es más estable en ella.
2. La banda de absorción de la clorofila en el rojo está más "afinada" si se utiliza este solvente.
3. El coeficiente de extinción es alto para la acetona al 90%.

Así pues y por las razones mencionadas nosotros utilizamos acetona al 90% para realizar la extracción de pigmentos.

Después del proceso de filtración anteriormente descrito y una vez obtenido el filtro seco con el sedimento planctónico, se sumerge este (convenientemente doblado con el sedimento hacia adentro) en un tubo Pyrex con tapón a rosca y que tenga una capacidad no inferior a 10 ml; además el tubo debe reunir también las características adecuadas para poder ser utilizado en la centrifuga. Los tubos utilizados en nuestro laboratorio, tienen unas dimensiones de 11 cm. de altura y 1,5 de diámetro interno aproximadamente. Una vez depositado el filtro doblado en el interior del tubo, se añade acetona al 90% en una cantidad que puede variar alrededor de 10 ml; en nuestro

caso el volúmen utilizado siempre es de 8 ml. Si se quiere acelerar la extracción de los pigmentos clorofílicos se recomienda triturar los filtros; además, con esto también se consigue un incremento en la cantidad de pigmentos recuperados.

El tiempo necesario para estos fines suele ser de 1 minuto a 500 rpm. en presencia del solvente.

Si no se dispone de tritador como en nuestro caso, se realiza la extracción ampliando considerablemente el tiempo, hasta 24 h, y en frío (4°C). Una precaución a tener en cuenta es impedir durante todo este tiempo que los tubos que contienen el extracto acetónico estén en presencia de luz; para ello basta con recubrir los mismos con papel de estaño simplemente.

Una vez transcurrido este tiempo, se colocan los tubos en la centrifuga durante 30 minutos, a cinco mil rpm. aproximadamente. La finalidad de centrifugar durante este tiempo y a las revoluciones indicadas es facilitar la extracción de los pigmentos y anular la posible turbidez.

El extracto acetónico conseguido tras la serie de manipulaciones anteriormente descritas, está ya en condiciones de ser utilizado para realizar las medidas de absorbancia en el espectrofotómetro que indican las siguientes ecuaciones. (UNESCO 1966).

$$C_a = 11,64 D_{663} - 2,16 D_{645} + 0,10 D_{630} \mu g/l.$$

$$C_b = 3,94 D_{663} + 20,97 D_{645} - 3,66 D_{630} \mu g/l.$$

$$C_c = 5,53 D_{663} - 14,81 D_{645} + 54,22 D_{630} \mu g/l.$$

C_a , C_b y C_c son clorofila "a", "b" y "c" respectivamente. Los valores de D corresponden a las medidas de absorbancia realizadas a la longitud de onda indicadas por el subíndice.

Para realizar las medidas, se utilizan blancos de acetona al 90%. También deben de hacerse lecturas a 750 $m\mu$ para correcciones de turbidez del extracto, no debiendo exceder estas de 0,005 unidades; en caso de que lo hiciera, se procederá a diluir con acetona el extracto utilizado o bien volver a centrifugar. Las lecturas obtenidas a 750 $m\mu$ se restarán de las realizadas a 663, 665 y 630 $m\mu$.

Si se desea expresar estos resultados en mg/m^3 habrá de multiplicarse los resultados anteriores por el coeficiente v/V donde v es el volúmen en mililitros de acetona utilizados y V el volúmen de agua de la muestra en litros que se ha pasado a través del filtro.

También se calculó el índice D_{430}/D_{665} que nos da la relación de pigmentos verdes a amarillos, siendo útil dicho índice para determinar el estado fisiológico del fitoplancton.

El espectrofotómetro utilizado en nuestro trabajo, es un HITACHI modelo UV-VIS, con cubetas de 1 cm. de paso de luz. La centrífuga empleada pertenece al modelo ORTO, pudiendo alcanzarse como máximo 5.000 rpm.

La valoración cualitativa de los organismos planctónicos y el recuento de los mismos se ha realizado mediante observación microscópica, utilizando para tal fin un microscopio invertido NIKON, modelo MS, especialmente diseñado para trabajos oceanográficos y de tipo limnológico, y que permite la utilización de cámaras de sedimentación tubulares de hasta 100 ml. de capacidad.

Las cámaras tubulares mencionadas, fueron construidas en nuestro propio laboratorio a partir de materiales fácilmente obtenibles en España, construyéndose una gama de dichas cámaras con capacidad de 1, 5, 10, 20, 50 y 100 ml.

El microscopio utilizado, posee además todo el equipo adicional necesario para la obtención de microfotografías, consistente fundamentalmente en una cámara marca NIKON, modelo M 35 S automatic microflex AFM.

Las claves utilizadas para la identificación de los organismos se incluyen en el apartado correspondiente a bibliografía.

Respecto al recuento de organismos planctónicos, se utilizó la técnica basada en recuento por campos, franjas o bien recuento total según la densidad con que dichos organismos estuvieran presentes en el agua. En general, únicamente se procedió al recuento de los organismos dominantes del fitoplancton. El examen del zooplancton se limitó, por otra parte, a Rotíferos y Crustáceos, rea

lizándose el recuento de estos últimos no en cámaras de sedimentación sino por medio de filtros Whatman GF/C sobre los que se hacía pasar el agua de la muestra hasta la colmatación del filtro. Posteriormente, se procedía al recuento de los crustáceos depositados en la superficie del filtro, utilizando para ello un binocular Zeiss de 10-40 aumentos.

3.5. ANALISIS BACTERIOLOGICOS

La determinación de bacterias indicadoras de contaminación fecal se efectuó utilizando el método llamado de "membranas filtrantes". Los filtros empleados fueron Millipor de 0,45 μ m de diámetro de poro.

Las cantidades de agua filtrada variaron tanto en función del grupo bacteriano estudiado como de la cantidad de partículas sólidas en suspensión, variables en los distintos muestreos, y que en última instancia determinarán la colmatación de los filtros para un volumen de agua determinado. Los intervalos en que variaron dichos volúmenes fueron:

Bacterias Aerobias totales	10^{-3}	-	1 ml.
Bacterias Coliformes	0,5	-	100 ml.
Bacterias Coliformes-fecales	1	-	200 ml.
Estreptococos fecales	5	-	200 ml.
Clostridios sulfitorreductores ...	20	-	200 ml.

Los medios de cultivo utilizados, así como las condiciones de temperatura de los mismos tiempos de incubación y aspecto típico de las colonias para su identificación fueron:

BACTERIAS COLIFORMES: La membrana se coloca sobre un medio ENDO broth M.F., DIFCO. Las colonias que hay que contar tienen un aspecto brillante metálico dorado; se cultiva durante 20 horas a 37°C.

BACTERIAS COLIFORMES FECALES: La membrana se coloca sobre un medio M.F.C. broth, DIFCO. Las colonias son de color azul; el cultivo se realiza durante 20-22 horas a 44°C en baño maría.

ESTREPTOCOCOS FECALES: La membrana se coloca sobre un medio ENTEROCOCCUS AGAR, DIFCO. Las colonias son de color rojo y el cultivo se hace durante 48 horas a 37°C.

CLOSTRIDIOS SULFITO REDUCTORES: La membrana se coloca sobre un medio SPS AGAR, DIFCO. Las colonias son de color negro, realizándose el cultivo durante 24 horas a 37°C. Dicho cultivo ha de realizarse en medio anaerobio.

BACTERIAS AEROBIAS TOTALES: Las membranas se colocan sobre un medio de AGAR NUTRIENTE. Las colonias son de color variable (blanco cremoso, amarillentas, rosadas) si bien predominan normalmente las del primer grupo. Los cultivos se realizan a 37°C durante 48 h.

En los meses de Noviembre de 1972 y Enero y Febrero de 1973 los tiempos y temperaturas de incubación fueron 24 h. a 37°C; 48 h. a 20°C. y 48 h. a 20°C. respectivamente. En Diciembre de 1972 se utilizó el medio TGE incubando durante 24 h. a 37°C.

CAPITULO IV

4. CARACTERISTICAS DEL EMBALSE DE SAN JUAN; PUNTOS DE MUESTREO Y JUSTIFICACION DE LOS MISMOS

4.1. LOCALIZACION Y ENTORNO DEL EMBALSE

4.2. CARACTERISTICAS TECNICAS DE LA PRESA

4.3. CARACTERISTICAS MORFOMETRICAS DEL EMBALSE

4.4. REGIMEN HIDRAULICO Y DATOS CLIMATOLOGICOS DEL EMBALSE

4.5. CARACTERISTICAS GEOLOGICAS DE LA CUENCA DEL EMBALSE

4.6. PUNTOS DE MUESTREO: ELECCION Y JUSTIFICACION DE LOS MISMOS

4.1. LOCALIZACION Y ENTORNO DEL EMBALSE

El embalse de San Juan está situado en el término municipal de San Martín de Valdeiglesias, provincia de Madrid, distando la presa del mismo 6 y 9 Km. de Navas del Rey y San Martín de Valdeiglesias respectivamente y 48 Km. de Madrid.

Las coordenadas geográficas del embalse, referidas a la presa del mismo son: Long. $0^{\circ}37'27''W$; Lat. $40^{\circ}22'25''N$; Alt. 580 m. (superficie del embalse sobre el nivel del mar).

El embalse está situado en la cuenca del río Alberche, de cuyas aguas se nutre fundamentalmente, recibiendo además por su margen derecha el agua de los arroyos denominados de "Tortolas" y de los "Chorrancos" y por su margen izquierda las del río Cofio (figura nº. 1).

4.2. CARACTERISTICAS TECNICAS DE LA PRESA

Las características técnicas de la presa, según datos facilitados por el Ministerio de Obras Públicas en el Inventario de Presas españolas de 1973 son:

Año de terminación:	1.955
Tipo:	PG (Presa de Gravedad)
Altura (m):	78
Longitud de Coronación (m):	250
Volúmen de Presa ($10^3 m^3$):	190
Volúmen del Embalse (hm^3):	162
Superficie del Embalse (ha):	550
Destino:	1/H (Regadio/Energía Hidroeléctrica)
Aliviadero:	V
Capacidad de aliviadero (m^3/s):	1600

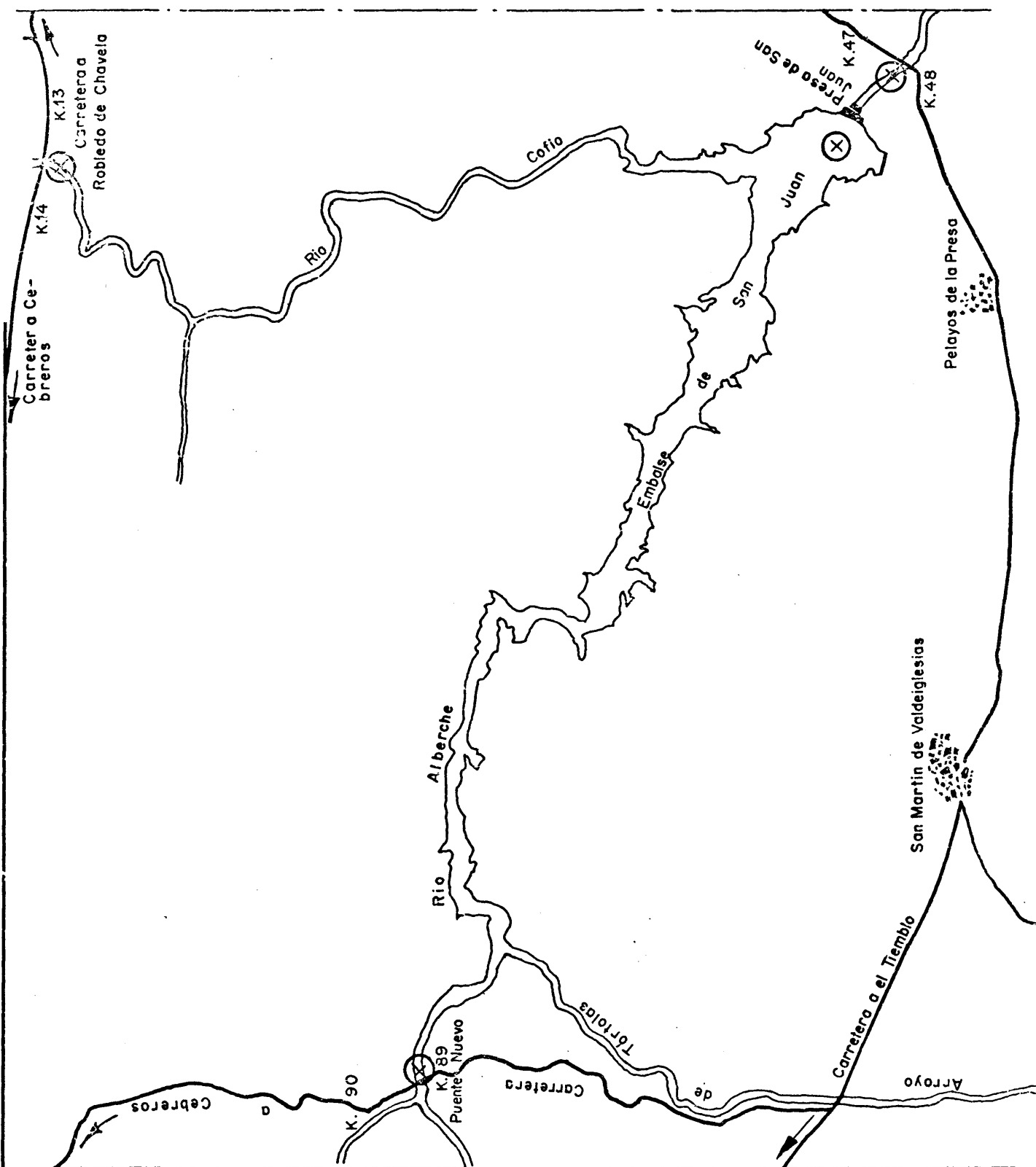


FIGURA N° 1. Localización del embalse de San Juan.

4.3. CARACTERISTICAS MORFOMETRICAS DEL EMBALSE

El embalse de San Juan se extiende a lo largo de la cuenca del río Alberche en dirección NO-SE, entre las latitudes de $40^{\circ}22'$ (Presa) y $40^{\circ}25'$ (recula del embalse en el llamado Puente Nuevo), adoptando una forma alargada con anchura decreciente entre sus orillas desde la cabecera hasta la recula del mismo (figura nº.1).

Las características morfométricas del embalse que damos a continuación están definidas en función de las indicadas por HUTCHINSON (1957), habiendo facilitado los datos pertinentes la Compañía Unión Eléctrica. Los datos a que hacemos referencia son los siguientes:

A_0	Superficie del embalse (m^2):	$6'5.10^6$
V	Volúmen del embalse (m^3):	162.10^6
Z_m	Profundidad máxima (m):	67
\bar{Z}	Profundidad media (m):	24'9
l	Longitud (Km):	12
L	Longitud de la línea de costa (Km):	29
D	Desarrollo de la línea de costa ($L/2\sqrt{\pi \cdot A}$):	3'21
D_v	Desarrollo del volúmen ($3\bar{Z}/Z_m$):	1'11

4.4. REGIMEN HIDRAULICO Y DATOS CLIMATOLOGICOS DEL EMBALSE

Los datos a partir de los cuales se determinó el régimen hidráulico del embalse (tabla nº. 1), fueron facilitados por el Ministerio de Obras Públicas a través de la Comisaría de Aguas del Tajo y abarcan el periodo de tiempo comprendido entre junio de 1972 y junio de 1974, intervalo durante el cual se realizaron los distintos muestreos de la tesis Doctoral.

TABLA n^o. 1

Datos mensuales de precipitación total (mm), días de lluvia al mes, Caudales de entrada (m³/s), Consumo (m³/s), Pérdidas por evaporación (m³) y temperaturas máximas y mínimas (absolutas y medias).

	Precip. Total (mm)	Días de lluvia	ENTRADA (m ³ /seg)	CONSUMO* (m ³ /seg)	PERDIDAS EVAPORAC. (m ³)	T ^o . Máxima		T ^o . Mínima	
						Abs.	Media	Abs.	Media
JUNIO 1972	21'2	6	17'731	15'756	0'617	35	29'5	9	14
JULIO "	1'0	1	14'705	15'833	0'771	37	33'5	8	17'5
AGOSTO "	0'0	0	16'965	18'595	0'676	36	32'3	12	16'3
SEPTIEM."	51'1	8	16'410	19'231	0'470	30	25'0	9	12'7
OCTUBRE "	168'7	18	33'973	28'932	0'334	24	18'7	4	10'1
NOVIEM. "	43'1	12	44'210	46'403	0'222	28	15'7	0	7'8
DICIEM. "	72'6	9	45'095	43'194	0'177	16	11'5	(-1)	4'3
ENERO 1973	47'9	8	45'353	49'076	0'221	17	12'5	(-4)	1'8
FEBRERO "	1'9	2(nieve)	33'780	39'333	0'329	21	15'2	(-3)	2'9
MARZO "	15'7	3	17'841	11'742	0'335	22	17'5	(-1)	2'6
ABRIL "	13'2	5	10'612	15'672	0'440	29	22'0	0	6'0
MAYO "	88'6	12	15'998	8'278	0'341	32	25'0	1	9'9
JUNIO "	14'5	7	16'181	20'901	0'596	36	29'2	10	14'5
JULIO "	4'4	1	14'668	14'395	0'815	39	33'4	13	17'6
AGOSTO "	0'6	1	19'285	15'818	0'817	38	34'9	11	18'3
SEPTIEM."	0'0	0	15'003	14'635	0'914	35	29'7	8	14'1
OCTUBRE "	15'1	6	12'237	12'404	0'843	27	21'5	4	9'0
NOVIEM. "	62'5	5	14'887	17'870	0'644	22	17'3	-1	5'1
DICIEM. "	26'4	5	6'987	9'388	0'436	18	13'0	-3	2'3
ENERO 1974	45'1	12	15'886	13'483	0'319	7	13'4	-2	4'4
FEBRERO "	26'3	8	19'417	15'722	0'443	17	13'9	-2	3'4
MARZO "	-	-	19'935	18'554	0'380	-	-	-	-
ABRIL "	-	-	30'469	32'495	0'415	-	-	-	-
MAYO	-	-	17'731	16'209	0'627	-	-	-	-

*Salidas totales incluyendo pérdidas por evaporación.

Los parámetros indicativos del régimen hidráulico del embalse, obtenidos a partir de los datos mensuales que figuran en la tabla mencionada anteriormente, se refieren a: caudales de entrada y salida anuales, consumo y pérdidas por evaporación anuales, tiempo de renovación en meses (relación entre el volumen del embalse y el volumen de agua que sale del mismo anualmente) y tasa de renovación (inversa del tiempo de renovación).

TABLA n^o. 2

Régimen hidráulico del embalse

	CAUDAL DE ENTRADA ANUAL (m ³)	CAUDAL DE SALIDA ANUAL (m ³)	CONSUMO ANUAL (m ³)	PERDIDAS POR EVAPORACION (m ³)	TIEMPO DE RENOVACION (meses)	TASA DE RENOVACION (meses ⁻¹)
Junio 72-73	820.10 ⁶	800.10 ⁶	820.10 ⁶	13.10 ⁶	2'38	0'42
Junio 73-74	530.10 ⁶	500.10 ⁶	530.10 ⁶	27.10 ⁶	3'68	0'27

Respecto a los datos climatológicos del embalse, en la tabla n^o. 1 se recogen también los datos medios mensuales de precipitación total, número de días de lluvia al mes y temperaturas máximas y mínimas (absolutas y medias).

Las coordenadas geográficas de la estación metereológica donde se realizaron las medidas anteriores es: Long. 0°37'27''W; Lat. 40°22'25''N; Alt. 520 m. sobre el nivel del mar.

4.5. CARACTERISTICAS GEOLOGICAS DE LA CUENCA DEL EMBALSE*

El embalse está enclavado en una zona fundamentalmente granítica, que forma parte del gran batolito granítico emplazado en el Sistema Central.

El río Albercha sin embargo atraviesa hacia el N.O. una zona de rocas metamórficas en las inmediaciones de El Tiemblo y Cebreros.

Las rocas metamórficas mencionadas anteriormente, están formadas por esquistos moscovíticos, esquistos micaceos o micacitas y neises de grano fino. Los primeros son de grano fino, aspecto pizarroso y presentan granates. Los segundos presentan un bandeo neto, con segregaciones de cuarzo, e intercalaciones de cuarcitas.

La composición mineralógica de las citadas rocas metamórficas es bastante homogénea, siendo rocas ricas en feldespatos, con bastante microclina y un feldespato alcalino de la composición de la oligoclasa, así como biotita y moscovita, que son los minerales fundamentales junto con el cuarzo. Como accesorios se encuentran magnetita, ilmenita, circon, titanita y apatito.

Respecto a las rocas graníticas, hay que decir que son en general del tipo Adamellitas y Leucoadamellitas. Las Adamellitas normales son de grano medio y grueso, textura granuda y tiene como minerales fundamentales, cuarzo, feldespato potásico, plagioclasea y biotita. Como accesorios tiene circon y como productos de alteración clorita y seussurita.

Otra variedad presente son las adamellitas con fenocristales muy abundantes y uniformemente repartidos.

Las Leucoadamellitas se presentan en una banda en dirección norte-sur, desde Cabrezuela a Peña de Cadarso, presentando un relieve menos alterado que los anteriores dando grandes berrocales y pedrizas y tiene como minerales fundamentales cuarzo, feldespato potásico, plagioclasea y biotita. Como accesorios tiene circon, opacos, apatito y moscovita y como productos de alteración clorita y seussurita (alteración incipiente del feldespato).

*La información que aparece en el presente apartado ha sido extraída de la consulta tanto del Mapa Geológico de España E. 1:200.000 (síntesis) del I.G.M.E. como de la Tesis Doctoral de Pedraza Gilsanz (1979)

4.6. PUNTOS DE MUESTREO: SU ELECCION Y JUSTIFICACION DE LOS MISMOS

La elección de los puntos de muestreo ha sido hecha en función de aquellos aspectos que consideramos de interés primordial destacar en la presente Tesis Doctoral. Dicho interés radica fundamentalmente en poner de manifiesto las alteraciones que tienen lugar en las características físico-químicas y biológicas de un curso de agua que en un punto de su trayectoria se ve afectado por un "accidente" (embalsamamiento de agua) que tiene como finalidad satisfacer ciertas necesidades humanas -producción de energía eléctrica, abastecimiento de núcleos urbanos, regadíos, etc- pero que indudablemente modifican de una forma más o menos sustancial las condiciones naturales típicas del ecosistema acuático primitivo, en nuestro caso las aguas que constituyen el cauce del río Alberche. Desde el momento que dicho cauce es interrumpido en varios puntos de su curso (presas del Burgillo, San Juan y Picadas) es tamos ante una situación del tipo descrito anteriormente en que las características físico-químicas y biológicas del agua van a ir experimentando transformaciones sucesivas. Conocer tales transformaciones será la idea central de nuestro estudio y en función de ello se hizo la elección de los siguientes puntos de muestreo:

AFLUENTES:

RIO ALBERCHE: entre el kilómetro 89 y 90 de la carretera que une Cebrenos con San Martín de Valdeiglesias a la altura de la intersección de la carretera con el río, en la margen izquierda del mismo.

RIO COFIO: entre el kilómetro 13 y 14 de la carretera que va de Robledo de Chavala a Cebrenos en el llamado Puente Nuevo, y en la mar gen izquierda.

Los muestreos se realizaron en octubre y diciembre de 1973 y en ro y febrero de 1974.

EMBALSE DE SAN JUAN: con arreglo al mapa topográfico de la zona donde está situado el embalse, se eligió como punto más representativo para los distintos muestreos realizados, aquel que tuviera una cota máxima de profundidad. Tal punto, se situó a unos cien metros aproximadamente del lugar de construcción de la presa y en dirección perpendicular a la misma.

Durante los muestreos, la barca utilizada se amarraba a una boya fija situada en el punto anteriormente descrito, con objeto de que durante el tiempo que durara dicho muestreo no hubiera ningún cambio de posición. Hay que advertir también que la muestra extraída del fondo normalmente no refleja la profundidad real del embalse ya que en numerosas ocasiones se extraía también lodo, por lo cual se procedía a efectuarla uno o dos metros más arriba.

Respecto a la localización de la presa del embalse, sus coordenadas geográficas son:

Latitud $40^{\circ}22'25''N$; Longitud $0^{\circ}37'27''E$ de Greenwich; Altitud 580 m. (altura de la superficie del lago sobre el nivel del mar) según puede observarse en la hoja número 557 (escala 1:50.000) del Instituto Geográfico y Catastral correspondiente a San Martín de Valdeiglesias.

Las muestras se tomaron a lo largo de un perfil, de superficie a fondo, seleccionándose las siguientes profundidades: superficie, 5 m, 10 m, 20 m, 30 m, 40 m, 50 m y fondo. El fondo, variable a lo largo de los muestreos, varió entre 48 m (noviembre 1972) y 59 m (enero 1973 y febrero de 1974).

El comienzo de los muestreos fué distinto según el tipo de parámetros que consideremos; así, el oxígeno disuelto (medido con la célula galvánica) y la temperatura se hicieron desde junio de 1972 hasta febrero de 1974; los análisis de pigmentos fotosintéticos desde octubre de 1972 hasta febrero de 1974 y los análisis químicos y bacteriológicos desde noviembre de 1972 hasta febrero de 1974.

EFLUENTE:

PIE DE PRESA: las tomas de muestras se efectuaron a unos 200 metros aguas abajo del lugar de emplazamiento de la presa del Embalse de San Juan, en las inmediaciones del puente de su mismo nombre, situado entre el Km. 47 y 48 de la carretera de Madrid a San Martín de Valdeiglesias, y en la margen derecha.

Los muestreos se realizaron en los mismos meses que en el río Cofio.

CAPITULO - V

5.- DISCUSION DE LOS RESULTADOS EN EL EMBALSE DE SAN JUAN

En este capítulo se procede a la discusión de los resultados de los parámetros físicos, químicos y biológicos obtenidos a partir de los análisis efectuados en el embalse de San Juan. Así mismo también se incluye otro apartado donde se estudia el grado de eutrofización del embalse.

La marcha a seguir en cuanto a la discusión de los diferentes parámetros objeto de nuestro estudio, se ajustará a un esquema basado en aquellos fundamentos de la Limnología que nos permitirá plantear, desarrollar y extraer las conclusiones del tema propuesto como Tesis Doctoral.

Para la discusión se emplearán referencias extraídas de la revisión bibliográfica efectuada, tanto de los tratados clásicos de limnología (HUTCHINSON, 1957; RUTTNER, 1963; DUSSART, 1964) principalmente, como de trabajos más recientes sobre diversos aspectos parciales relacionados también con la Limnología. Dicha revisión bibliográfica se inscribe a modo de preámbulo en cada uno de los parámetros discutidos en el presente capítulo.

Los puntos desarrollados en la discusión, hacen referencia a aspectos tales como: iones presentes en el agua de mayor interés desde un punto de vista biológico; características térmicas; penetración de luz; oxígeno disuelto; importancia biológica de los pigmentos fotosintéticos en relación con las comunidades fitoplanctónicas; análisis bacteriológicos del agua, principalmente aquellos encaminados a detectar el grado de contaminación fecal, tanto de origen animal como humano; recuento, identificación y evolución en el tiempo de los organismos planctónicos más abundantes y grado de eutrofización de las aguas del embalse.

La pauta seguida en la revisión de los parámetros seleccionados se hace bajo el criterio de resaltar, principalmente en lo que se refiere a los parámetros químicos, todo aquello que hace alusión directa a cuestiones tales como su importancia desde un punto de

vista biológicos, así como lo referente a su evolución tanto en el espacio como en el tiempo, aspecto este, íntimamente relacionado con los llamados ciclos biogeoquímicos.

El orden de exposición seguido, se inicia con los denominados parámetros físicos (temperatura y penetración de luz) siguiendo a continuación los parámetros de tipo químico, biológico y por último una estimación del grado de eutrofización del embalse.

Como consecuencia de la discusión realizada se extraerán las conclusiones definitivas de la Tesis Doctoral

5.1. PARAMETROS FISICOS

En este apartado se hace una breve exposición acerca de dos parámetros físicos que juegan un destacado papel en los ecosistemas acuáticos; nos referimos a la temperatura y a la penetración de luz.

La importancia que tiene la distribución de temperaturas a lo largo de un perfil vertical en una masa de agua dada, radica en que la citada distribución puede considerarse como el punto de partida de toda investigación limnológica. Esto es así, debido a que hasta cierto punto, muchos de los parámetros físico-químicos del medio acuático y los organismos vivos que en él habitan, se distribuyen con arreglo al tipo de estratificación térmica que tiene lugar, tanto en lagos naturales como artificiales de cierta profundidad. El caso de las corrientes de agua es totalmente distinto ya que la temperatura en ellas suele ser homogénea.

A partir de los datos que figuran en la tabla nº. 3 se procede a clasificar el embalse desde un punto de vista térmico, así como también y en función de las características de penetración de luz, se determinará la amplitud aproximada de la zona eufótica, hábitat natural de los organismos fotosintéticos.

5.1.1. TEMPERATURA Y ESTRATIFICACION TERMICA: TIPO DE ESTRATIFICACION DEL EMBALSE

El fenómeno de la estratificación térmica que se produce en lagos y embalses es comprensible si tenemos en cuenta una serie de propiedades térmicas del agua, alguna de ellas únicas, que hacen que los cambios de temperatura en la misma se reduzcan al mínimo, produciéndose estos en unos márgenes más estrechos y mucho más lentamente que en el aire. Las propiedades térmicas a que aludimos son: 1) un calor específico y latente de fusión altos, 2) el calor latente de evaporación más alto conocido, 3) densidad máxima a 4°C. Esta última propiedad evita que los lagos se solidifiquen por entero cuando se hielan.

En los lagos, tanto naturales como artificiales, los perfiles de temperatura en profundidad, dependerán, entre otros factores, fundamentalmente de la radiación solar incidente. Del total de esta radiación que incide en la superficie, una parte es absorbida en forma de calor, otra es reflejada y por último el resto atraviesa una capa de agua de espesor determinado sin sufrir alteración.

El valor real de esta penetración viene dado por la fórmula:

$$I = I_0 \cdot 10^{-KP}$$

donde: I_0 es la intensidad de la radiación en la superficie; P , la profundidad en metros y K , el coeficiente de extinción (variable con la longitud de onda).

Debido a la absorción de las ondas largas en la superficie, es por lo que se produce el calentamiento y la elevación de temperatura en las capas superficiales del agua, si bien esta elevación no es grande debido a la elevada capacidad calorífica que posee el agua.

En un lago estratificado podemos diferenciar tres zonas o capas de agua atendiendo a sus características térmicas: una capa superficial, el epilimnión, con agua uniformemente calentada; una capa profunda, el hipolimnión, de agua fría y entre ambas una ca-

pa de agua con un fuerte gradiente térmico, la termoclina o metalimnión, que se considera formada a partir de que el gradiente es superior a 1°C . por metros de profundidad.

A partir de las investigaciones de JUDAY (1919) sobre la relación existente entre el perfil de temperaturas y la absorción de radiación solar en tanto por ciento, se ha podido apreciar, que el 99% del total de la radiación es absorbida en los primeros 10 m, mientras que la temperatura en este espesor de agua no varía. Sin embargo, a partir de 12 m. y hasta los 20 aproximadamente se observa un gradiente térmico pronunciado.

Por otra parte, en los lagos térmicamente estratificados, la termoclina, además del papel que juega como barrera impidiendo la mezcla de las aguas superiores del epilimnion con las más profundas hipolimneales, también juega un papel muy importante con respecto a los organismos planctónicos y a la forma en que estos se distribuyen en profundidad ya que puede impedir que los organismos suspendidos en el hipolimnion pasen a las aguas más superficiales.

Clasificación general de los lagos por sus características térmicas:

La primera clasificación generalmente aceptada de los lagos según sus diferentes características térmicas es debida a FOREL (1901). Según dicho autor, los lagos se podían agrupar en los tres tipos siguientes: **TEMPLADOS** (con alternancia regular de periodos de estancamiento acompañados de estratificación directa o inversa y con la existencia de periodos de circulación total; **TROPICALES** (con estratificación directa continua y una temperatura, por lo tanto, nunca inferior a 4°C); **POLARES** (con estratificación inversa y temperaturas inferiores a 4°C).

YOSHIMURA (1936) agrupó el resto de los lagos que nunca están estratificados inversamente y que presentan un tipo similar en su ciclo anual de temperatura al de los lagos templados, con el nombre de LAGOS SUBTROPICALES.

Posteriormente HUTCHINSON y LOFFLER (1956) propusieron otra clasificación más adecuada que la de Forel, que en muchos aspectos resultaba inadecuada. Esta nueva clasificación estaba basada en el número de periodos de circulación completa al año y agrupa los diferentes tipos de lagos en las siguientes categorías:

AMICTICOS:

Aislados completamente de los cambios climáticos del medio aéreo exterior por una cubierta de hielo en su superficie. La temperatura de la masa de agua permanece constante, y como ejemplo pueden citarse algunos lagos antárticos y ocasionalmente otros situados en alta montaña.

MONOMICTICOS FRIOS:

Con un solo periodo de circulación en verano y sin rebasar nunca la temperatura del agua los 4°C ; están cubiertos de hielo y en invierno se produce una estratificación inversa.

MONOMICTICOS CALIENTES:

Con un solo periodo de circulación en invierno y sin caer nunca la temperatura del agua por debajo de los 4°C ; en verano se produce una estratificación directa.

DIMICTICOS:

Con dos periodos de circulación en primavera y otoño y estratificación inversa en invierno y directa en verano.

OLIGOMICTICOS:

Con raros periodos de circulación a intervalos irregulares; la temperatura del agua está siempre por encima de los 4°C .

POLIMICTICOS:

Con circulación continua o bien numerosos periodos de circulación; la temperatura del agua es baja y está situada un poco por encima de 4°C .

La clasificación anterior se refiere a lagos lo suficientemente profundos como para que en ellos se pueda desarrollar un hipolimnión, pero también es interesante disponer de otro tipo de clasificación aplicable por lo menos a lagos monomícticos calientes y dimícticos y que tenga en cuenta la influencia que puede ejercer la profundidad del lago sobre la formación más o menos perfecta de la estratificación térmica.

A estas características responde la siguiente clasificación de WHIPPLE (1927).

LAGOS DE PRIMER ORDEN:

La temperatura del fondo siempre está próxima a los 4°C.

LAGOS DE SEGUNDO ORDEN:

La temperatura del fondo varía ampliamente alrededor de los 4°C.

LAGOS DE TERCER ORDEN:

Con una estratificación térmica no acusada; a este tipo pertenecen los lagos amícticos, oligomícticos y polimícticos de Hutchinson.

Los dos últimos tipos de clasificación de los lagos por su estructura térmica (Hutchinson y Löffler 1956 y Whipple 1927) son las utilizadas por nosotros para definir el embalse de San Juan.

TIPO DE ESTRATIFICACION DEL EMBALSE

El examen de los datos obtenidos a lo largo de los muestreos realizados mensualmente entre junio de 1972 y febrero de 1974 (excepto agosto de 1972 y 1973) muestran que la variación de temperatura a lo largo de la columna de agua oscilaron en un intervalo comprendido entre un máximo de 24°C en las aguas de superficie (julio 1972) y un mínimo de 6°C en las del fondo (enero y febrero 1973 y febrero 1974), superior a 4°C.

La tabla nº. 3 que aparece a continuación ha sido elaborada con la finalidad de poder diferenciar claramente el número de periodos de circulación, la amplitud en el tiempo de dichos periodos así como la extensión a lo largo de la columna de agua de los mismos. El criterio que nos permitirá distinguir cuando la mezcla de las diferentes capas de agua se completa vendrá indicado por el valor del contenido de oxígeno existente en las aguas más profundas, razón por la cual se incluyen los valores de oxígeno disuelto en el fondo.

En la figura nº. 2 se registra la distribución de temperaturas a lo largo del tiempo y en profundidad.

De acuerdo a las características térmicas exhibidas por el embalse de San Juan, podemos clasificarlo como perteneciente al tipo MONOMICTICO CALIENTE, ya que su temperatura mínima (6°C en enero y febrero de 1973 y febrero de 1974, en el fondo) nunca fué inferior a los 4°C y presenta un solo periodo de circulación que abarca todo el invierno y parte de la primavera (marzo y abril). Con arreglo a las clasificaciones anteriores a la de HUTCHINSON y LOFFLER pertenecería al tipo de los lagos SUBTROPICALES y según la propuesta por WHIPPLE (1972) a los denominados de SEGUNDO ORDEN.

El periodo de estancamiento, caracterizado por el agotamiento de oxígeno en las aguas profundas del hipolimnión, comprende la estación de verano, con una termoclina situada normalmente entre 5 y 10 m. y de valor superior a $1^{\circ}\text{C}/\text{m}$, y también la estación de otoño (en 1973 se prolongó incluso hasta diciembre) en la que la termoclina va desapareciendo progresivamente, a la vez que el gradiente de temperatura se va desplazando a aguas más profundas (entre 40 y 50 m.), hasta que desaparece por completo en diciembre, en que se consigue una homogeneización de temperatura prácticamente completa a lo largo de toda la columna de agua, así como una mezcla de la misma hasta el fondo por lo que el embalse pertenecerá al tipo HOLOMIC-
TICO.

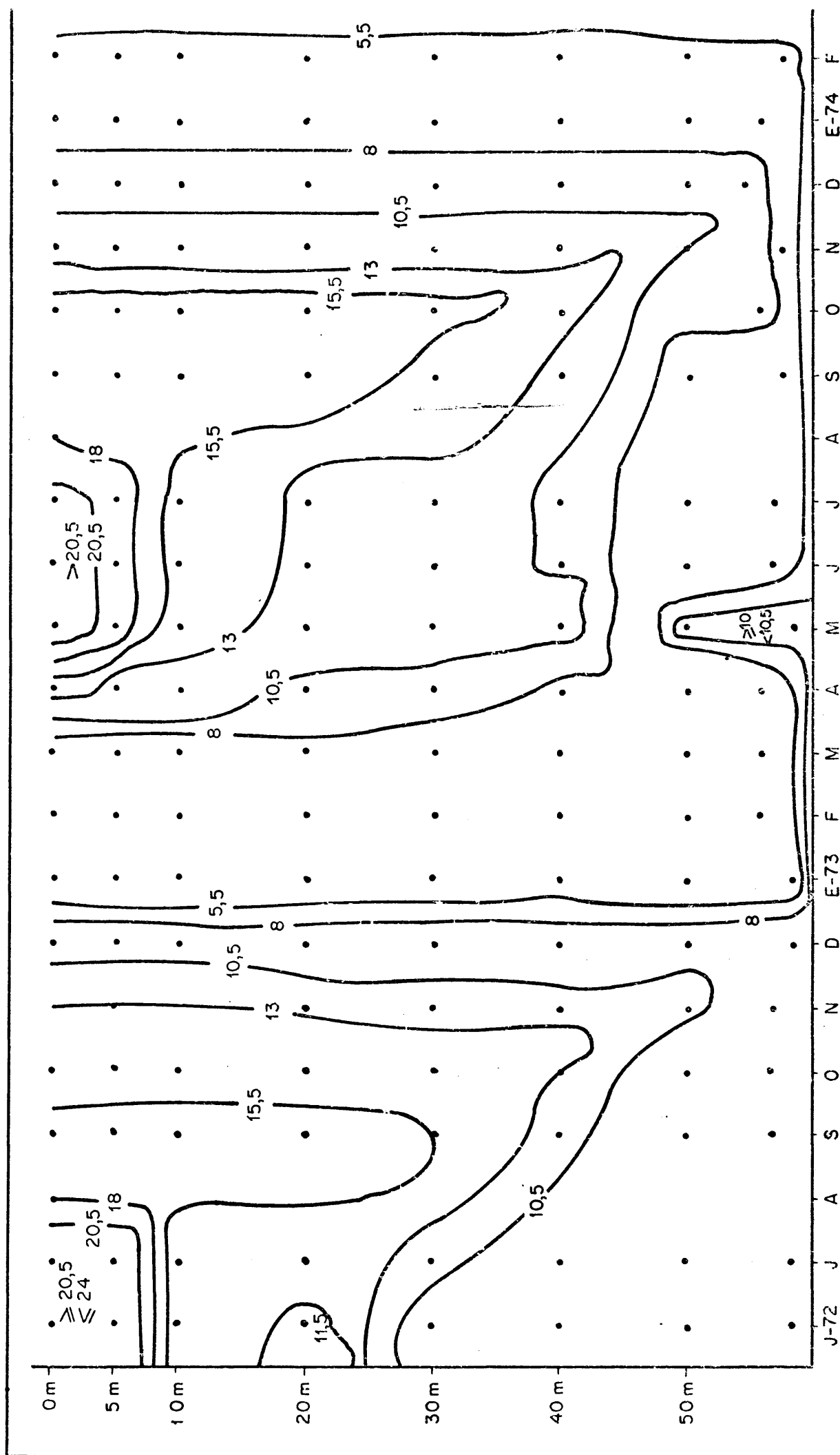


FIGURA N° 2. Distribución de temperaturas en función de la profundidad y el tiempo.

TABLA nº. 3

Periodos de circulación y estancamiento en el embalse

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	GRADIENTE DE TEMPERATURA (°C/m)	OXIGENO EN EL FONDO (mg/m)	PERIODO DE	ESTACION DEL AÑO
10-6-72	5-10 (8-9)	1,3 (6,5)	1,3	>1°C ESTANCAMIENTO	VERANO
20-7-72	5-10	1,56	0,2		
26-9-72	35-45	0,52	0,8	< 1°C/m ESTANCAMIENTO	OTOÑO
31-10-72	45-50	0,60	0,8		
16-11-72	50-55	0,34	0		
12-12-72	-	Despreciable	8,6	CIRCULACION	INVIERNO PRIMAVERA (excepto Mayo)
23-1-73	-	"	10,2		
20-2-73	-	"	12		
20-3-73	-	"	8,8		
30-4-73	Superficie-5	0,38	5,0		
28-5-73	5-10 (7-8)	1,02 3	1,8	>1°C/m ESTANCAMIENTO	VERANO (y Mayo)
25-6-73	3-5	1,05	0,5		
9-7-73	5-10 (5-6)	1,16 2,5	0,9		
25-9-73	40-45	0,82	0,2	< 1°C/m ESTANCAMIENTO	OTOÑO (y Di- ciembre)
29-10-73	40-45	0,90	0,6		
27-11-73	45-50	0,48	0		
18-12-73	-	Despreciable	0,8	CIRCULACION	INVIERNO
15-1-74	-	"	8,2		
16-2-74	-	"	10,2		

5.1.2. PENETRACION DE LUZ: DELIMITACION DE LA ZONA EUFOTICA DEL EMBALSE

El nivel de penetración de la luz solar en un lago o embalse está condicionado por una serie de parámetros físico-químicos característicos de cada masa de agua en concreto; así, entre los de mayor importancia, podemos citar: latitud y altitud de la zona considerada, estación del año, ángulo de incidencia en la superficie, sales disueltas, coloides en suspensión, importancia cuantitativa de partículas sestónicas en suspensión, etc.

Por otra parte, la intensidad de un rayo a una profundidad determinada P, viene dada por la fórmula de LAMBERT y BEER

$$I_p = I_0 e^{-KP}$$

siendo I_p la intensidad de la luz a la profundidad P, I_0 la intensidad en superficie y K el llamado coeficiente de extinción que expresa la disminución de la intensidad de la luz tanto por absorción como por difracción. A partir de numerosos trabajos se ha podido comprobar que K presenta un máximo aproximadamente a 6 m. de profundidad, descendiendo a partir de aquí de una forma más o menos lineal.

Para trabajos en que se quiere conocer la penetración de las distintas bandas del espectro visible de la radiación solar en el agua, se utilizan células fotoeléctricas con distintos tipos de filtros para seleccionar las diferentes bandas que queremos medir.

En relación a los organismos acuáticos fotosintéticos hay que decir, que utilizan la fracción del espectro comprendida entre 3800 y 7200 Å, muy próxima a la del espectro visible que va de 3500 a 7500 Å (la radiación solar que se recibe está comprendida entre 3000 y 50000 Å).

En algunos casos, la proliferación de organismos fitoplanctónicos puede ser tan abundante que ellos mismos constituyen una barrera que impida el paso de la luz a profundidades mayores, hasta tal punto que puede llegar incluso a inhibir su propio crecimiento.

En general se puede observar casi una perfecta simetría entre las curvas que expresan la densidad del plancton en profundidad y la transparencia.

Un dato muy importante a tener en cuenta es el que indica que la profundidad en la que existe solamente el 1% de la luz incidente en superficie puede considerarse como aquella en la que se encuentra aproximadamente el nivel de compensación, que marca el límite inferior de la zona eufótica (J.F. TALLING; 1960).

Otro aspecto también a considerar en relación al grado de transparencia de un lago, es el relativo a la intensidad con que se produce la agitación de sus aguas, ya que en aquellos en que tal agitación es importante, la transparencia es uniforme desde la superficie hasta abajo, mientras que si existe estratificación térmica pueden esperarse grandes cambios en dicha transparencia con la profundidad. Otras causas que también influyen sobre los cambios que puede experimentar la transparencia de las aguas son los cambios de estaciones, debido a que con ellas también se producen cambios en el grado de agitación de las aguas, aportes de materia en suspensión por los efluentes, desarrollo de plancton, etc., que junto con las variaciones estacionales del nivel de intensidad de luz incidente y número de horas de sol al día, hacen que las fluctuaciones que pueda haber en el factor luz sean grandes, al igual que su repercusión en el grado de transparencia de las aguas.

Desde un punto de vista biológico, la luz influye sobre una serie de procesos de suma importancia, tales como: crecimiento, reproducción, locomoción, etc., sin olvidar su transcendental papel en la función clorofílica. A este respecto, se ha podido comprobar que si bien la luz es necesaria para que los organismos autótrofos puedan producir clorofila en los cloroplastos, un exceso de iluminación produce la destrucción de la clorofila, de igual forma que en ausencia de luz, organismos dotados de clorofila pueden perderla.

DELIMITACION DE LA ZONA EUFOTICA DEL EMBALSE

Las estimaciones de penetración de luz -medidas en tanto por ciento respecto de la luz que incide en la superficie- se realizaron mensualmente desde enero de 1973 hasta febrero de 1974, a excepción del mes de septiembre en que no pudo hacerse por rotura de la célula fotoeléctrica. Dichas medidas se hicieron en una banda del espectro visible comprendida entre 400 y 700 m.

Durante los tres primeros meses en que se realizó la medida de este parámetro, las lecturas se realizaron sólo en la capa de los diez primeros metros, ampliándose a partir del mes de abril hasta 15 m.

Los valores obtenidos a lo largo de los muestreos efectuados pueden verse en la tabla final nº. I.

En función de dichos valores, podemos decir que la máxima penetración de luz observada tuvo lugar en verano, durante el mes de julio de 1973, en que a 15 m. de profundidad penetraba el 10% de la luz incidente en la superficie del agua. A continuación y con el 7% a la misma profundidad, figuran los meses de noviembre de 1973 y enero de 1974.

Los valores mínimos registrados corresponden a los meses de febrero de 1973 con un 1% a 10 m. de profundidad y marzo de 1973 y febrero de 1974 con un 2%. También y a igual profundidad, en los meses de enero y mayo de 1973 se midió un 3% de luz.

Teniendo en cuenta lo anteriormente indicado podemos decir en general que la penetración máxima de luz tuvo lugar durante la estación de verano y la mínima en invierno.

Por otra parte, si comparamos la concentración media de clorofila "a" en la capa de agua de los diez primeros metros con el nivel de luz existente a esta profundidad, encontramos una cierta relación entre ambos parámetros ya que se da la coincidencia de que a los máximos de clorofila "a" (17,8; 17,0; 20,6 y 21,6 mg/m³ en febrero, marzo y octubre de 1973 y febrero de 1974) corresponden niveles del orden del 1%, 2%, 5% y 2% respectivamente y a los mínimos de clorofila "a" (4,0; 7,5; 7,7 y 5,7 mg/m³ en junio, julio, noviembre y diciembre de 1973) valores más altos del orden del 15%, 18%, 18% y 16% respectivamente.

En función de lo dicho anteriormente, podemos concluir a nivel general que para concentraciones superiores a 17 mg/m^3 de clorofila "a", el nivel de luz existente a 10 m. de profundidad no supera el 5% de la existente en superficie, mientras que para concentraciones inferiores a 8 mg/m^3 el porcentaje de luz en el nivel indicado es igual o superior al 15%.

También es posible deducir a partir de los datos de penetración de luz, que si la zona eufótica se extiende hasta aquella profundidad en que la luz existente es el 1% de la que incide en superficie (J.F. Talling, 1960), en el embalse de San Juan dicha zona tiene un espesor como mínimo de 10 m. puesto que en ninguno de los muestreos efectuados se midió el referido 1% de penetración de luz a una profundidad menor.

Esta cantidad fué detectada en los meses de febrero, mayo y octubre de 1973 y febrero de 1974 a las profundidades de 10, 12, 15 y 11 m. respectivamente.

5.2. PARAMETROS QUIMICOS

La elección de los parámetros químicos que figuran en el presente apartado ha sido hecha en función tanto de la bibliografía consultada como de las posibilidades de material y equipo en general con que contamos en el Centro de Investigaciones del Agua. Por otra parte, estos mismos parámetros son los que hemos determinado también en el laboratorio durante la fase experimental de la presente Tesis Doctoral.

Los aspectos tratados generalmente en cada uno de los parámetros considerados han sido fundamentalmente: su importancia desde un punto de vista biológico y sus variaciones cuantitativas y cualitativas tanto en su distribución en el espacio (perfiles) como en el tiempo (variaciones estacionales).

La discusión de los diferentes parámetros químicos se realiza en función de los datos obtenidos a lo largo de la fase de muestreo y que aparecen reunidos en las tablas finales números II, III, IV y V.

La citada discusión se inicia con el parámetro correspondiente al oxígeno disuelto.

5.2.1. OXIGENO DISUELTO: CURVAS DE OXIGENO Y VARIACION A LO LARGO DE UN CICLO ANUAL EN EL EMBALSE

En el análisis de este parámetro químico es interesante destacar la procedencia biológica de parte del oxígeno disuelto que se encuentra en las aguas superficiales ya que la presencia de dicho elemento en tales aguas obedece a dos causas: al oxígeno atmosférico que por difusión pasa al agua y al desprendimiento que se produce durante la fotosíntesis por el fitoplancton en las horas de luz solar. Además, el contenido existente en el agua en cada momento estará condicionado por dos parámetros físicos; la presión atmosférica (función de la altitud a la que se encuentre la masa de agua) y la temperatura de esta. Para una serie de cuestiones será interesante conocer los valores de saturación del oxígeno disuelto en función de los dos parámetros señalados anteriormente.

En relación a las formas inversas que adquieren mutuamente los perfiles en profundidad de oxígeno disuelto y anhídrido carbónico en los lagos, la explicación reside en la predominancia de la actividad fotosintética o respiratoria en la zona trofógena o trofólítica respectivamente.

En los lagos que presentan periodos de circulación y estancamiento, la evolución temporal de los perfiles de oxígeno presenta una sucesión característica que podemos resumir en los siguientes términos.

En el periodo de circulación el contenido de oxígeno disuelto a lo largo de toda la columna de agua se homogeneiza, alcanzándose en muchos casos un equilibrio entre toda la masa de agua del lago y el aire que durante este periodo pueden ser puestos en contacto. La curva de oxígeno así obtenida, homogénea en profundidad, recibe el nombre de ORTOGRADA (ABERG y RODHE, 1942). Cuando la curva de oxígeno disminuye bruscamente, en el periodo de estratificación, desde la zona ocupada por la termoclina y en el hipolimnión, de una forma paralela a como lo hace la curva de temperatura, la curva de oxígeno resultante se conoce como curva CLINOGRADA de oxígeno.

Si tenemos en cuenta que en los lagos, salvo posible contaminación de origen humano, la materia orgánica sintetizada en la zona

trofogética, es la que posteriormente será degradada en la zona trofolítica mediante procesos bacterianos oxidativos, será posible a partir de la forma que adquiere el perfil de oxígeno tener una idea bastante aproximada del nivel de productividad del lago. Así pues, la intensidad con que se realiza la degradación de materia orgánica en la zona trofolítica puede servir como una medida de la intensidad con que se realiza la producción en la zona trofogénica.

Por otra parte y desde un punto de vista trófico, los lagos se pueden clasificar en dos grandes grupos principalmente: EUTROFICOS (ricos en nutrientes) y OLIGOTROFICOS (pobres en nutrientes). Obviamente el primer tipo de lagos tendrá una producción más alta y presentará en los periodos de estancamiento curvas de oxígeno marcadamente clinogradas mientras que los segundos mostrarán por lo general curvas de oxígeno ortogradas.

Además de los dos modelos indicados de curvas de oxígeno que pueden exhibir los lagos, es posible también encontrar otros modelos que difieren de las características descritas para los dos casos anteriores. El tipo más frecuente es aquel en que se presentan máximos o mínimos de oxígeno en la capa de agua ocupada por la termoclina, recibiendo dichas curvas el nombre de HETEROGRADAS.

La existencia de máximos de oxígeno en la zona de la termoclina, se debe a que cuando ésta se situa cerca de la superficie, puede existir por debajo de ella una amplia zona eufótica en la cual el oxígeno procedente de la actividad fotosintética tiende, por difusión, a subir hacia la superficie lentamente, quedando retenido precisamente a aquella profundidad a la cual se ha venido a establecer la termoclina, dando así la impresión de que existe una sobresaturación en la zona indicada, si bien habrá de tenerse muy en cuenta, que en parte, la explicación de los elevados valores que puede alcanzar la concentración del oxígeno se deberá a la mayor solubilidad que adquiere dicho gas en el agua como consecuencia del aumento de la presión hidrostática. Otra interpretación que se puede dar a los máximos de oxígeno encontrados a la altura de la termoclina, es que en dicha zona se produzca también un brusco incremento de la biomasa del fitoplancton.

Respecto a los mínimos, su explicación no resulta tan evidente, pudiendo obedecer a la existencia de materia oxidable en la termoclina cuando ésta se sitúa por debajo del llamado nivel de compensación donde los procesos respiratorios dominan a los fotosintéticos.

CURVAS DE OXIGENO Y VARIACION A LO LARGO DE UN CICLO ANUAL EN EL EM- BALSE

Se realizaron perfiles completos de oxígeno disuelto en el periodo comprendido entre junio de 1972 y febrero de 1974 de forma mensual (excepto agosto de 1972), utilizando para la obtención de los mismos una célula galvánica. Unicamente los perfiles correspondientes a los meses de septiembre de 1972 y agosto y noviembre de 1973 y enero y febrero de 1974 se obtuvieron por el método de Winkler por deficiencias en el aparato de medida anteriormente señalado. Estos resultados así obtenidos y que figuran en la tabla nº. II, van acompañados también por otra serie de medidas realizadas paralelamente con el susodicho método Winkler, con el objeto de poder comprobar la correlación existente entre ambos tipos de medidas.

El mencionado coeficiente de correlación (r), obtenido a partir de 75 pares de valores, fué:

$$r = 0,97$$

y la línea de regresión, representada en la figura nº. 3,

$$y = 0,17 + 0,97 x$$

siendo x el valor del oxígeno medido con la célula galvánica e y el medido por el método Winkler.

En la siguiente tabla nº. 4, obtenida a partir de los datos de la tabla nº. II se presentan valores mínimo, máximo, medios y oscilaciones típicas de las concentraciones de oxígeno disuelto en superficie, 20 m. y fondo medidas con la célula galvánica.

En la observación de la presente tabla se pone de manifiesto claramente como los contenidos de oxígeno disminuyen progresivamente hacia el fondo, excepto en los valores máximos, donde figuran

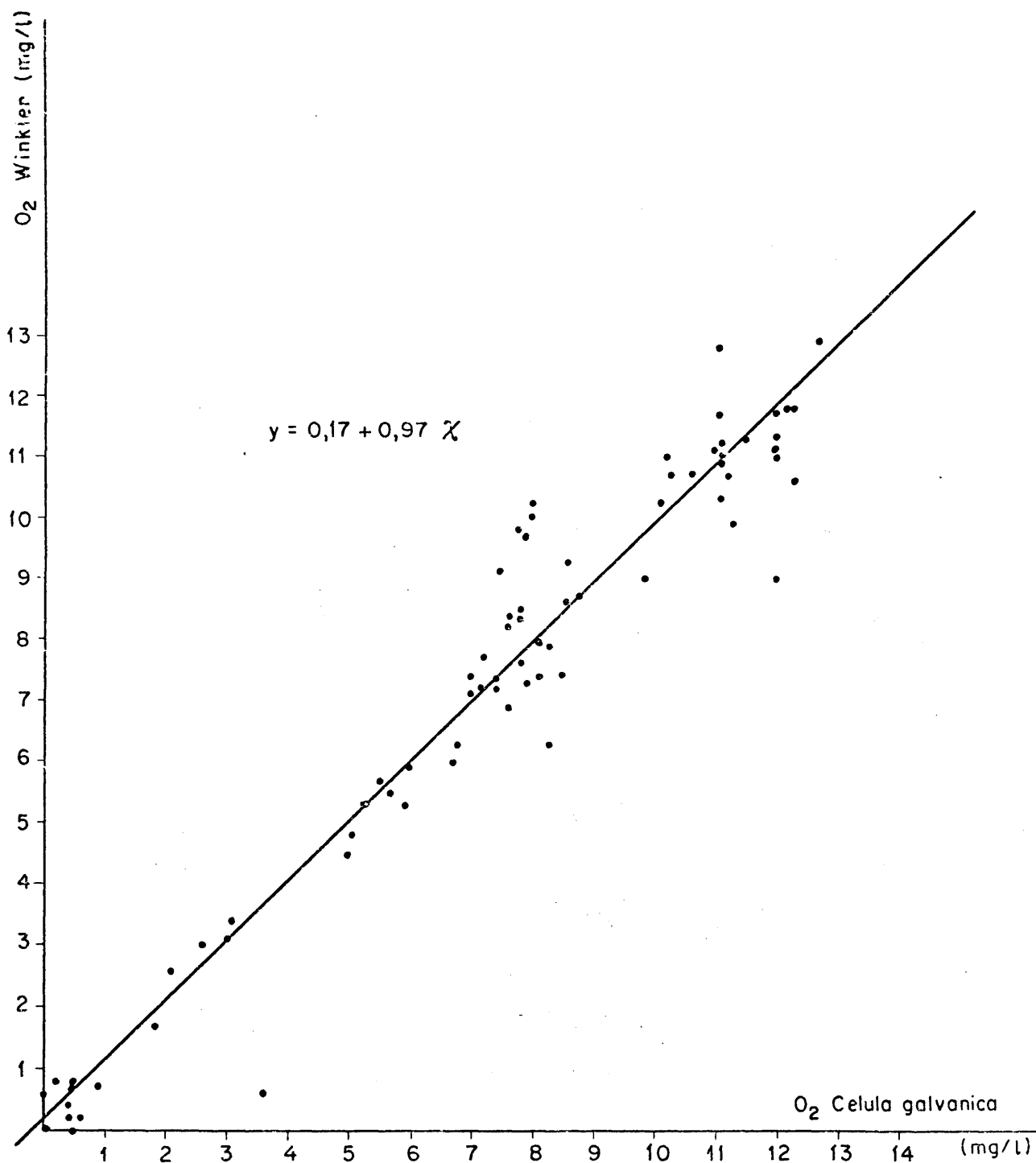


FIGURA N° 3. Linea de regresión entre pares de valores de oxígeno disuelto medidos por célula galvánica y por método Winkler.

valores 12,7 mg/l en superficie y 12,0 a 20 m. y en el fondo, correspondiendo este último valor al muestreo efectuado en febrero de 1973 en pleno periodo de circulación.

TABLA n.º. 4

Contenido de oxígeno disuelto en superficie, 20 m. y fondo

	<u>n.º. de muestras</u>	<u>Mín.</u>	<u>Máx.</u>	<u>Media</u>	<u>S</u>
Superficie	19	5,5	12,7	9,6	2,1
20 m.	19	3,0	12,0	7,7	2,5
Fondo	19	0,0	12,0	3,7	4,4

Los contenidos más elevados de oxígeno disuelto a lo largo de toda la columna de agua coinciden con el citado periodo de circulación que se extiende desde diciembre hasta abril de 1972-73 y a partir de enero de 1974. La evolución temporal de los perfiles de oxígeno disuelto durante este periodo está marcada claramente por el cambio paulatino que se produce desde curvas de oxígeno ortogradas, al comiendo del periodo de circulación, hasta aquellas que encontramos al final del mismo, cuando una incipiente termoclina ya empieza a formarse entre 5 y 10 m. y en las que puede apreciarse la disminución del contenido de oxígeno en el fondo, que llegará incluso a agotarse prácticamente en los meses finales del siguiente periodo de estancamiento.

Así pues, en un ciclo anual completo, existe un cambio desde curvas de oxígeno ortogradas, sobre todo en los primeros meses del periodo de circulación de invierno-primavera, hasta curvas de oxígeno marcadamente clinogradas al final del periodo de estancamiento de verano-otoño.

En la figura n.º. 4 puede apreciarse la distribución de oxígeno disuelto en función de la profundidad y el tiempo.

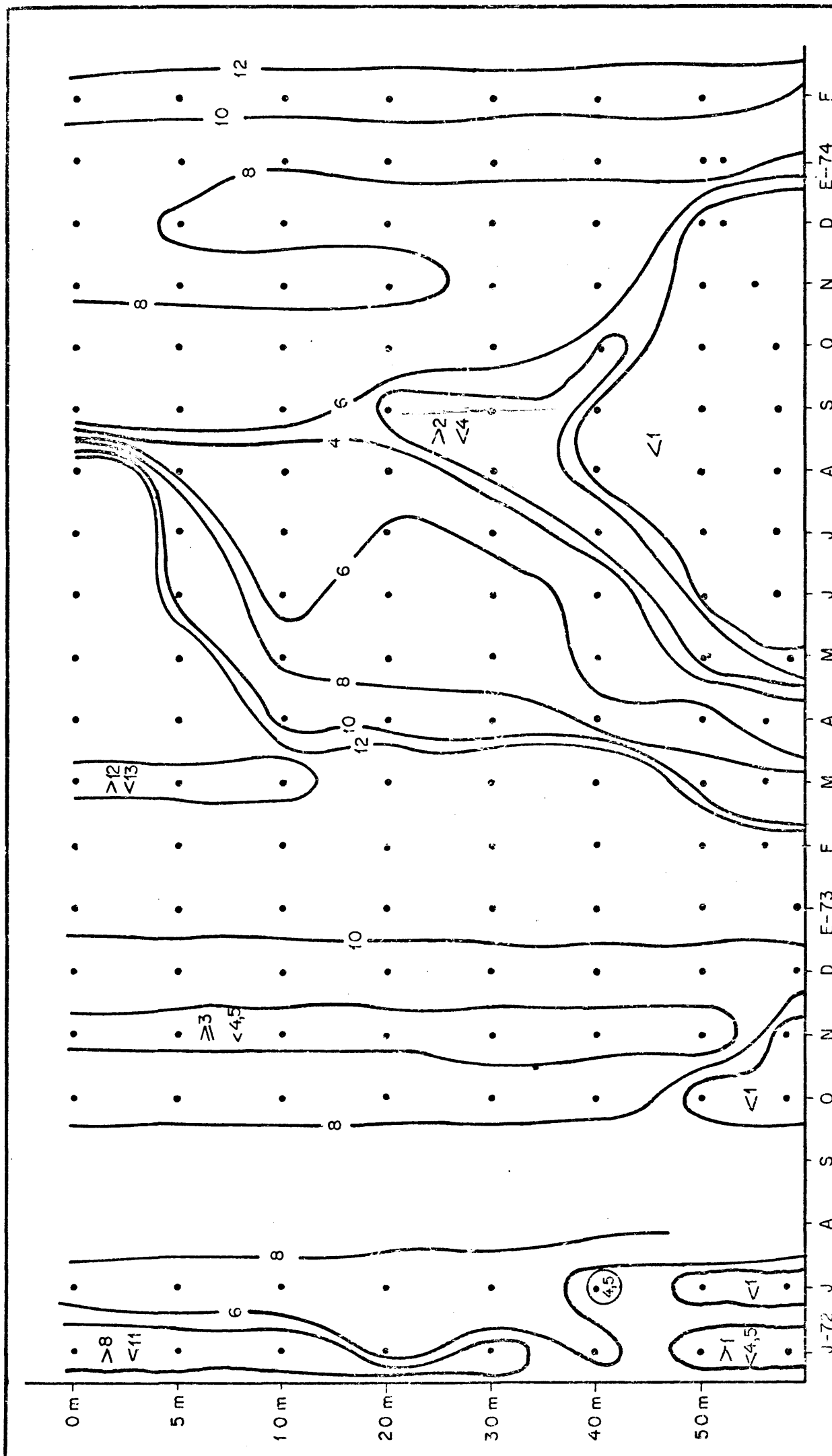


FIGURA N° 4. Distribución de oxígeno disuelto (mg/l) en función de la profundidad y el tiempo (junio 1972-febrero 1974).

También es de interés destacar que las curvas de oxígeno marcadamente clinogradas son características de embalses o lagos eutróficos, con elevada producción en la zona trofогénica e intensos procesos de descomposición de la materia orgánica depositada en el fondo, en la zona trofolítica.

5.2.2. MACRONUTRIENTES.- NITROGENO (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-). FOSFORO (PO_4^{3-}) Y SILICIO (SiO_3^{2-}): PERFILES Y EVOLUCION TEMPORAL EN EL EMBALSE.

- NITROGENO

La amplitud del presente apartado nos ha obligado a extraer de la amplia bibliografía existente solo aquellos aspectos fundamentales que guarden una relación más estrecha con los puntos tratados en la presente Tesis Doctoral.

En general, el nitrógeno se halla presente en las aguas en diferentes estados de oxidación-reducción, formando el conjunto de todas sus formas posibles un ciclo biogeoquímico ciertamente complejo, si bien la perfección del mismo puede considerarse alta en el conjunto de los diversos ciclos existentes en la Naturaleza.

En los distintos tipos de agua puede ser encontrado este elemento, tanto en forma orgánica -disuelta en estado coloidal o formando parte de las partículas en suspensión, vivas o no vivas (seston)-, como inorgánica, principalmente bajo la forma de amonio (NH_4^+ y NH_4OH), nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-) y nitrógeno elemental (N_2).

Respecto al nitrógeno orgánico disuelto y en base a la uniformidad que muestran sus concentraciones en distintos tipos de lagos de diferentes latitudes, puede decirse que en circunstancias normales esta forma de nitrógeno es muy poco utilizada en el metabolismo y de una gran resistencia a posteriores transformaciones.

Los procesos bioquímicos mediante los cuales se producen los principales estados de oxidación-reducción del nitrógeno implican los fenómenos de fijación de nitrógeno, asimilación y desnitrificación que en conjunto constituyen los mecanismos esenciales de la dinámica del ciclo de este elemento.

En el caso concreto de la fijación del nitrógeno atmosférico por parte de una serie de microorganismos, destaca su importancia el hecho de que prácticamente todos los compuestos de nitrógeno de la Biosfera son el resultado de estos procesos de fijación.

En el medio acuático, se conoce la existencia de *Azotobacter* desde las investigaciones clásicas de BEIJERINCK (1901) habiendo de mostrado posteriormente KLUYVER y VAN REENEN (1933) que *A. agile* es una forma específicamente acuática. LANTZSCH (1925) por su parte en contró bacterias fijadoras de nitrógeno, tanto aerobias como anaerobias, dándose los máximos de fijación en las aguas superficiales y en las aguas profundas del hipolimnión cerca de la interfase lodo agua. También se tiene evidencia de que bacterias purpúreas, tales como, *Rhodospirillum rubrum*, *Rhodopseudomonas* spp., *Rhodomicrobium vannielii* y probablemente *Chromatium* spp. pueden fijar nitrógeno molecular. Otro grupo de organismos acuáticos que así mismo actúan como fijadores de nitrógeno es el correspondiente a las cianofitas, entre las cuales se tienen evidencia de que desarrollan esta actividad diversas especies del género *Anabaena*, junto con otras como *Gleocapsa minor*, *Tolypothrix tenuis*, *Calothrix brevissima*, etc., habiéndose demostrado mediante la utilización de $15N$ que *Nostoc muscorum* y varias especies de *Anabaena* y *Anabaenopsis* spp. también ejercen esta función.

RUTTNER (1963) utilizando una cita de KUZNETSOV (1958) muestra el papel tan importante que en ciertos casos pueden tener las cianofíceas en la fijación de nitrógeno molecular, indicando que en un lago cerca de Kossino, algas del género *Anabaena* asimilaron 13,1 Kg. de nitrógeno frente a solo 0,14 Kg. asimilado por *Azotobacter* en el mismo tiempo.

A continuación pasaremos a revisar una a una las formas más frecuentes del nitrógeno en las aguas interiores: Amonio, Nitritos y Nitratos.

. AMONIO

El amonio bajo cuya denominación se incluyen NH_3 , NH_4^+ , OHNH_4 y los derivados de la oxidación biológica de estos compuestos, nitritos y nitratos, son todos ellos posibles fuentes de nitrógeno para una gran variedad de organismos verdes. Si tenemos en cuenta la necesaria reducción que han de sufrir los nitratos durante los procesos de asimilación de los organismos autótrofos, podemos pensar como bastante probable que el amonio puede ser en términos generales una fuente de nitrógeno tan importante o más que los nitratos. TIEDJENS y ROBBINS (1931) observaron que ciertas plantas asimilaban preferentemente amonio a pH superiores a 7 y nitratos por debajo de este valor, encontrándose que para valores de pH 4 el amonio ya no era utilizado. También se ha visto que ciertas algas, como por ejemplo Chlorella además de utilizar las formas de nitrógeno antes citadas, pueden asimilar igualmente otros compuestos tales como acetamina, guanidina, ácido úrico, glicina, alanina y otros aminoácidos.

Las variaciones estacionales de la concentración de amonio en las aguas superficiales de los lagos (zona trofogénica) ponen de manifiesto que generalmente se producen mínimos de concentración de este elemento durante el periodo de estratificación veraniega y máximos en el periodo de circulación total, principalmente en otoño en los de tipo monomíctico. Los mínimos producidos durante el periodo de estratificación en la zona trofogénica están estrechamente relacionados, bien con el consumo directo de este elemento en los procesos de asimilación de numerosos autótrofos, bien con los procesos de nitrificación. Respecto a la disminución de amonio por asimilación directa, DOMOGALLA y FRED (1926) encontraron en el lago Monona que ésta se producía paralelamente a la aparición de grandes aumentos de las poblaciones fitoplanctónicas.

Un fenómeno de gran interés observado en las aguas más superficiales, es el de que parece existir una concentración significativamente más alta en la superficie que a 1 m. de profundidad.

La explicación más satisfactoria de este hecho quizá sea la debida a COOPER (1948) y consiste en que el amonio se encuentra adherido en la película superficial del agua o bien adsorbido a las pequeñas partículas que contiene dicha película.

En la zona trofolítica las variaciones estacionales son inversas por lo general a las que se producen en la zona trofogénica.

Otro hecho que interesa destacar, es que en general, la elevación del amonio en el hipolimnión sigue un curso paralelo a la elevación del hierro en las mismas capas, y que dichas elevaciones no adquieren valores importantes mientras perdure una microzona oxidada en la superficie del lodo, ya que esta microzona oxidada parece ser que adsorbe el amonio que podría haberse difundido al agua de no haber sido por la existencia de dicho fenómeno de adsorción. Cuando la microzona oxidada se reduce, parece ser que pierde su anterior poder de adsorción liberándose entonces el amonio retenido en el lodo, al agua libre del hipolimnión. Mortimer en sus experimentos con tanques aerobios y anaerobios pudo comprobar que el paso más rápido de amonio desde el lodo al agua se producía al caer el potencial redox de la superficie del lodo a 0,1 volt.

Se considera que el tiempo en que se produce una más rápida liberación de amonio en las aguas profundas del hipolimnión puede estar determinado tanto por el grado de oxidación de la interfase lodo-agua como por la sedimentación de grandes cantidades de plancton muerto sometido a procesos de descomposición, siendo muy posible que en algunos lagos actúe un tipo de mecanismo y en otros el otro. Con respecto al fósforo, se ha visto que ambos procesos tienen lugar simultáneamente.

• NITRITOS

La cantidad de nitritos presentes en aguas superficiales de lago no contaminadas y con abundante oxígeno disuelto, suele ser nula o muy pequeña, considerándose un síntoma de contaminación por aguas negras la existencia de cantidades apreciables de este compuesto nitrogenado.

JUDAY, BIRGE y MELOCHE (1938) examinando 504 muestras de aguas superficiales tomadas durante el verano en 307 lagos del noroeste de Wisconsin encontraron los siguientes resultados:

<u>Nº. de muestras</u>	<u>N.NO₂ mg/m³</u>
369	Ausencia
125	Trazas (aparentemente 1 mg/m ³)
5	1
4	2
1	4

Según MORTIMER*, es probable que las cantidades mínimas de nitritos en aguas superficiales oxigenadas y no contaminadas, se debe a la reducción de nitratos mediante la actividad del fitoplancton. Este hecho se produce con seguridad en cultivos de diatomeas y Chlorella en el laboratorio.

Respecto a la distribución vertical de los nitritos en las aguas de un lago, teóricamente las concentraciones máximas se supone que deberían darse a una profundidad tal que se encuentre entre una capa de agua bien oxigenada y con abundantes nitratos y otra prácticamente anaerobia rica en amonio. La zona ideal descrita, lógicamente correspondería en un lago estratificado térmicamente a la posición de la termoclina.

La fuente más importante de nitritos parece ser la reducción de nitratos si bien tampoco hay que descartar que en determinadas ocasiones puedan proceder de la oxidación del amonio.

Los nitritos hacen su aparición en el medio acuático cuando el potencial redox toma valores de 0,45 a 0,40 volt. El carácter inestable de este ión se debe a la dificultad de que el medio se encuentre en las condiciones favorables de estabilidad que requiere dicho ión, manifestándose tendencias tanto a la oxidación, con producción de nitrato, como a la reducción dando origen a nitrógeno elemental y más raramente a amonio (cuando el potencial redox es de 0,40 a 0,35 volt.).

• NITRATOS

La concentración de nitratos en las aguas interiores será en cada momento el resultado del balance establecido entre producción y destrucción bioquímicas de este elemento. La producción es

* HUTCHINSON, G.E., 1957. A. Treatise on Limnology; Vol. I, pg. 862.

efectuado por un grupo de bacterias, las nitrificantes, distribuidas en dos grupos; Nitrosomonas y Nitrosococcus, que oxidan el amonio a nitritos y Nitrobacter que prosiguen la oxidación de los nitritos hasta nitratos. La eliminación de nitratos puede obedecer a dos causas; por una parte la asimilación que de este elemento efectúa el fitoplancton en la zona trofogénica y por otra los llamados procesos de desnitrificación bacteriana que reducen los nitratos a nitrógeno elemental.

En los lagos en que la nitrificación bacteriana parece tener lugar en sus aguas libres, estos mecanismos, desde un punto de vista cuantitativo, parecen ser más importantes que los puramente químicos o fotoquímicos sugeridos por una serie de autores entre los que figuran RAO y DHAR (1931) y RAKESTRAW y HOLLAENDER (1963).

También es indudablemente de gran interés en trabajos limnológicos conocer con la máxima precisión posible la distribución vertical junto con la evolución estacional de los perfiles de nitratos en las aguas tanto superficiales como profundas de los lagos. A partir de los trabajos clásicos en el lago Mendota y de los realizados por PEARSALL (1930) en lagos ingleses y KARCHER (1939) en lagos de Masurian se puede extraer como conclusión general que las concentraciones máximas de nitratos tienden a producirse al final del invierno o durante el periodo de circulación primaveral. En lagos con un cierto grado de producción en los que se desarrollan curvas de oxígeno clinogradas, los nitratos normalmente son eliminados de la zona trofogénica por asimilación y de la zona trofolítica por reducción, dándose frecuentemente un máximo en el contenido de nitratos en las aguas intermedias, siendo frecuente en tales casos encontrar también un máximo de nitritos entre el máximo de nitratos indicado y el máximo de amonio de las aguas próximas al fondo.

KARCHER estudió en una serie de lagunas la influencia del pH sobre la cantidad de nitratos presentes en las aguas superficiales, concluyendo que la nitrificación se produce tanto más lentamente en aguas de carácter ácido que en aquellas que tienen un pH superior a 7,0. Este autor detectó solamente, por lo general, trazas de nitrato en la zona trofogénica de lagos ácidos durante el verano, pero siempre encontró cantidades medibles en aguas parecidas con carácter neutro ó alcalino.

En los lagos en que se desarrolla una fuerte estratificación térmica con agotamiento de oxígeno en el hipolimnión durante el periodo de estancamiento, es frecuente que los nitratos estén repartidos uniformemente a lo largo de toda la columna de agua durante el periodo de circulación de primavera. Después de estos, hacia el mes de junio y una vez que el oxígeno del hipolimnión empieza a agotarse, el nitrato empezará a desaparecer de las aguas profundas al reducirse a amonio y de las superficiales debido a los procesos de asimilación del fitoplancton. De esta forma, se producirá al final del estancamiento de verano una distribución vertical de amonio inversamente clinograda y otra dicotómica de nitratos, con un máximo en la concentración de éstos en aguas aproximadamente intermedias, probablemente situada hacia la base de la zona eufótica.

- FOSFORO

La importancia que tiene el fósforo como factor que puede limitar el crecimiento de los organismos en un ecosistema acuático, hace que dicho elemento sea en múltiples ocasiones objeto preferente de atención en trabajos de tipo limnológico.

Su importancia ecológica radica en que la proporción en que se encuentra en los organismos con respecto al resto de los elementos constituyentes del protoplasma, suele ser normalmente mayor de la que existe en el medio externo a los susodichos organismos; así por ejemplo la relación N:P que en los organismos planctónicos es del orden 16:1 (según las proporciones esteoquímicas sugeridas por J.R. KRAMER; S.E. HERBES y H.E. ALLEN 1972, para un organismo $C_{106}N_{16}P_1H_{263}O_{110}$); en las aguas naturales normalmente la relación existente es menor. Así pues, se presenta como mucho más probable que la deficiencia de fósforo, más que la de cualquier otro elemento constituyente de la materia viva, pueda limitar la productividad en el medio acuático.

De las formas posibles que puede presentar el fósforo, quizá la de mayor importancia desde un punto de vista biológico sea el ortofosfato, si bien se sabe que el pirofosfato juega un papel muy relevante en los organismos. Por otra parte, también se ha señalado (BARRENSCHEEN y BECKH-WIDMANSTETTER 1923; RUDAKOV 1927) que merced

a la acción bacteriana pueden existir toda una serie de formas de fósforo en estado más reducido, tales como fosfitos, hipofosfitos y fosfina, habiéndose encontrado esta última forma tanto en aguas polucionadas (LUNING y BROHM 1933) como en aguas del hipolimnion carentes de oxígeno.

HUTCHINSON* ha indicado de forma resumida que las formas del fósforo que presentan un mayor interés en ecología son: 1) Fósforo de fosfatos solubles. 2) Fósforo ácido-soluble sestónico. 3) Fósforo orgánico soluble (y coloidal), y 4) Fósforo orgánico sestónico.

La suma de todas las fracciones indicadas constituye lo que se llama el fósforo total, que en ciertas ocasiones tiene un interés mayor que alguna de las fracciones por separado indicadas anteriormente.

El contenido de fósforo en las aguas interiores abarca un amplio intervalo de valores, siendo una causa determinante de primer orden en tales variaciones, las diferencias geoquímicas características de las distintas cuencas de drenaje; así por ejemplo, se pueden encontrar lagos con cantidades de fósforo total casi indetectables, menores de 1 mg/m^3 , como en las aguas superficiales del Traunsee (RUTTNER 1937) y otros que por el contrario ofrecen cantidades muy elevadas de dicho elemento, del orden de 208 mg/m^3 , como es el caso del Goodenough Lake (British Columbia). En general se puede decir que en muchos lagos eutróficos es normal encontrar, en el hipolimnion, cantidades de fosfatos del orden de décimas de mg/l .

Los lagos que reciben la influencia de vertidos de aguas negras muestran una clara tendencia a la elevación del contenido de fósforo, pudiéndose encontrar en ellos cantidades que pueden oscilar entre 100 y 700 mg/m^3 .

En cuanto a la proporción en que puede encontrarse el fosfato soluble con respecto a las otras formas del fósforo se ha encontrado en diversos trabajos variaciones desde 1:1 hasta 1:89.

*HUTCHINSON, G.E., 1957. A Treatise on Limnology; Vol. I; pg. 728.

Otro aspecto que ha merecido la atención de numerosos investigadores es el conocimiento de las concentraciones de fósforo en las aguas naturales que permiten el crecimiento óptimo de diversas especies de algas. Así por ejemplo, GUSEVA (1935) encontró que *Synura petersenii* se desarrollaba al máximo con unas concentraciones de fósforo que podían oscilar entre 220 y 440 mg/m³ mientras que a 87 mg/m³ o menos el crecimiento era muy pobre.

FOGG y WESTLAKE (1955) observaron que *Asterionella formosa* se comporta de una manera completamente diferente en las aguas naturales de un lago que en un medio de cultivo, utilizando en el primer caso el fosfato a unas concentraciones tales que para un medio de cultivo resultarían totalmente inadecuadas. Dichos autores, sugirieron que alguna sustancia, posiblemente un peptido, debe de influir en la facilidad con que el fósforo es asimilado.

CHU (1946) encontró por su parte, que *Nitzschia palea* utiliza como fuente de fósforo tanto fitina como ácido glicerofosfórico, y RODHE igualmente encontró que *Scenedesmus quadricauda* podía utilizar el fósforo del ácido adenílico.

Consideración aparte, por su marcada importancia, merecen las variaciones del contenido de fósforo con la profundidad. En los lagos que presentan curvas de oxígeno ortogradas, la variación del fósforo es apenas perceptible, mientras que por el contrario aquellos que poseen curvas marcadamente clinogradas de oxígeno muestran un considerable aumento del fósforo en las aguas profundas del hipolimnion, fundamentalmente hacia el final del periodo de estancamiento. En este punto es de interés señalar que las investigaciones de STEINER (1938) pusieron de manifiesto que la liberación de fosfato en la zona trofótica no obedece solamente a la actividad putrefactiva de las bacterias, si no que los restos de los diversos organismos planctónicos pueden ser también descompuestos por autólisis, en la cual actúan las fosfatasa liberando el fosfato a partir de proteínas que contienen fósforo como es el caso de las nucleoproteínas.

Normalmente la elevación del contenido de fósforo pertenece a la fracción de fósforo soluble, si bien en aquellos lagos en que se da una distribución muy irregular del fósforo total en profundi-

dad la causa hay que atribuirle principalmente al componente sestónico, que dependerá fundamentalmente de la sedimentación del plancton. En relación a la elevación de fosfato soluble en las aguas profundas del hipolimnión es a EINSELE (1936-38) a quien debemos las importantes observaciones de que tales aumentos eran acompañados de una caída en la concentración de oxígeno disuelto, junto con una elevación del hierro ferroso. Así pues, la síntesis de todos estos fenómenos podríamos resumirlos en el hecho de que la aparición de importantes cantidades de fosfatos en el agua profunda dependerá de la desaparición de la microzona oxidada situada en la superficie del lodo del fondo.

Basándose en el hecho de que en aquellos lagos con importantes cantidades de SH_2 en el hipolimnión se puede precipitar el hierro como sulfuro ferroso, de tal forma que se elimine una importante cantidad de este elemento metálico haciendo posible con ello que cierta cantidad del fosfato acumulado permanezca en solución verdadera durante el periodo de circulación; HASLER y EINSELE (1948) sugirieron que la adición de sulfato en las aguas de un lago podría resultar un método de fertilización del mismo, si dicho sulfato se redujera hasta SH_2 en las aguas profundas hipolimniales al final del periodo de circulación, el hierro puede ser precipitado y el fosfato almacenado en el hipolimnión distribuido a todo el lago. Cuando se forme la microzona oxidada en la superficie del lodo al comenzar el periodo de circulación, el sulfuro ferroso depositado se transformará en sulfato férrico, que se hidrolizará a hidróxido férrico e iones sulfato en equilibrio con bases presentes en las aguas del lago. La importancia práctica de todos estos fenómenos puede radicar en el hecho de que la utilización del sulfato de cobre como algicida puede ser una solución a corto plazo pero no a largo plazo si de dicha utilización puede derivarse un aumento general de la fertilidad del lago como consecuencia del aumento de fosfatos disponibles en las aguas libres.

Los autores anteriormente citados también han sugerido como otro posible método de fertilización de las aguas de un lago la adición de manganeso, ya que dicho elemento puede ser reducido con mayor facilidad que el hierro, introduciéndose por tanto en el hipolimnión antes que este y pudiendo llegar incluso a desplazarlo del

ciclo que cubre en agua, liberando así al fósforo del control a que está sometido por el ciclo del hierro.

Por otra parte, las investigaciones con radiosótopos han podido establecer que los agentes principales del rápido consumo del fosforo añadido son principalmente las plantas litorales y el plancton, además de la retención que del elemento efectúan los sedimentos al recibir el componente ~~sedimentario~~ que se deposita en él.

A partir del rápido consumo de fosforo por parte de los organismos verdes presentes en las aguas de un lago cuando se efectúan en ellas investigaciones basadas en la fertilización de las mismas a base de adicionar notables cantidades de fosfato soluble, ha podido comprobarse que dicha conducta obedece a que las algas en presencia de cantidades de fosforo asimilable por encima de sus requerimientos normales, lo que hacen es almacenarlo una vez satisfechas sus necesidades actuales, pudiendo llegar incluso a hacerlo en cantidades de por lo menos diez veces más altas de la que poseían antes de efectuarse la fertilización.

Relacionado con el almacenamiento de fosforo por parte de los organismos verdes, MACKERETH (1953) indicó que dicho fosforo almacenado se distribuye entre las células hijas haciéndose posible de esta forma que los procesos de multiplicación puedan darse a pesar de que en el medio acuático existan concentraciones muy pobres de fosfato.

Además se ha podido comprobar que la disminución no solamente debe ser atribuida al almacenamiento efectuado por el fitoplancton; sino también al zooplancton (*Diaptomus* p. ej.) y especialmente a la vegetación de la zona litoral. El efecto contrario también tiene lugar ya que como indicaron EDMONSON, 1961; POMEROY y col. 1963 y SARLOW y BISHOP, 1965; el zooplancton también es capaz de excretar fosforo hacia el medio acuático.

- SÍLICE

La importancia biológica de la sílice radica en que además de las diatomeas, grupo más importante desde un punto de vista cuantitativo, en lo referente a su utilización, otros organismos de agua dulce, tales como ciertas esponjas silíceas de tipo *Spongilla lacustris* investigada por JØRGENSEN (1944) y las algas pardo amarillas (*Chrysoomonadidos*) para la formación de cistes, también intervienen en el consumo de este elemento.

Las diatomeas parecen ser capaces de utilizar sílice a concentraciones muy bajas, tal y como lo demuestran las investigaciones de LUND (1954) con *Asterionella* y *Tabellaria*, para las que concentraciones de 0'5 mg/l. de SiO_2 limitan su crecimiento y *Melosira italica sub arctica* que lo hace con 0'8 mg/l. aproximadamente.

Por otra parte, CHU (1942) encontró en cultivos de *Nitzschia palea*, *N. acicularis* y *Fragilaria crotonensis* que al contrario de lo que ocurría en los experimentos de LUND con *Asterionella* y *Fragilaria*, las especies citadas en primer lugar crecían mejor con 30 mg/l. de SiO_2 aproximadamente, concentración ésta, perjudicial para algunas algas verdes e incluso también para *Asterionella*.

Las investigaciones de LEWIN (1955) con *Navicula pelliculosa* pusieron de manifiesto hechos de gran interés como son: 1º) que el producto de secreción (un glucurónido) capaz de atacar aluminio silicatos para liberar sílice, era producido cuando tenía lugar una disminución de nutrientes, incluida la sílice; 2º) que la utilización de sílice depende de un mecanismo respiratorio aerobio con el concurso, probablemente, de fosfatos de alta energía; 3º) que es probable que *N. pelliculosa* utilice solamente Ortosilicato en solución, por lo que el SiO_2 coloidal y otros sustitutos son ineficaces; 4º) que la utilización de sílice por las diatomeas implica la existencia de grupos sulfidril sobre la membrana celular para que pueda efectuarse.

Existen también evidencias de que la sílice puede actuar catalíticamente en la síntesis orgánica y crecimiento de *Chilomonas* (MAST y PACE, 1937) y *Amoeba* (PACE, 1933).

Un aspecto interesante en relación a la sílice es también el que hace referencia a las distintas transformaciones que sufre este elemento en los lagos, tanto en el espacio (variaciones en profundidad) como a lo largo de las diversas estaciones del año. A este respecto, tanto en los trabajos llevados a cabo por MORTIMER (1941-42) en estanques en los que depositaban lodos del lago Windermere, como los que realizaron MELOCHE, LEADER, SAFRANSKI y JUDAY (1938) en el lago Mendota, se pone de manifiesto que el aumento de sílice en la zona trofогénica, con aguas profundas anaerobias, en lagos con curvas de oxígeno clinogradas durante la época final de la estratificación térmica de verano, es un fenómeno que puede considerarse como corriente. La explicación de este fenómeno puede residir en la difusión de sílice desde los sedimentos según el estado de oxidación del hierro. A este respecto conviene recordar que Mortimer indicó que la liberación de sílice podía estar ligada a que el complejo húmico ferri-silicio se redujera (condición propicia en un ambiente anaerobio) pasando el hierro férrico a ferroso.

En las investigaciones realizadas en el lago Mendota por los autores citados anteriormente se observó también que durante el periodo de circulación primaveral se experimentaba un marcado incremento de sílice en todas las capas excepto en las más profundas, produciéndose al principio del verano un súbito aumento tanto de la población de diatomeas como del contenido de sílice en la zona trofогénica.

Para hacerse una idea de la importancia cuantitativa que pueden adquirir las poblaciones de diatomeas, citamos a continuación y a título de ejemplo, los datos recogidos por los siguientes autores:

RUTTNER cifró la cantidad de frustulos de diatomeas depositados en el lago Lunzer Untersee en 21 millones por cm^2 en el fondo de dicho lago. Por su parte, BIRGE y JUDAY (1911) encontraron en la termoclina del lago Beasley (Wisconsin) un gran máximo de *Fragilaria* y *Asterionella*. Los efectos de este fenómeno son principalmente la supersaturación del contenido de oxígeno en esta capa de agua, y una distribución de sílice marcadamente heterogénea.

Por otra parte, también es interesante destacar la posible descomposición biogeoquímica de silicatos minerales producida por la acción de diatomeas bentónicas (MURRAY e IRVING, 1891) y que fué apoyada posteriormente por VINGRADOV y BOICHENKO en 1942 al comprobar que Nitzschia palea y Navicula minuscula atacaban minerales parecidos a la caolinita.

Otro aspecto interesante a tener en cuenta es el que se refiere a las formas en que pueda encontrarse el silicio en las aguas interiores y que principalmente será como ortosilicato, en forma no disociada, aunque hay evidencias de que existe sílice coloidal y posiblemente complejos iónicos de aluminio silicatos tales como $\text{Al}(\text{OH})(\text{HSiO}_3)^+$ ó $\text{Al}(\text{HSiO}_3)^{++}$.

A priori puede esperarse que el silicio se encuentre en las aguas oxidado bajo las siguientes formas:

- En solución como ácido silícico sin disociar, iones ortosilicato de la forma $\text{H}_n\text{SiO}_4(4-n)^-$, ó como un complejo de iones silicato.
- Como sílice coloidal.
- Como partículas minerales sestónicas.

Por otra parte, BURTON y col. 1970 han comprobado la no existencia de polímeros de sílice en el agua, donde la mayoría de los silicatos se encuentran disueltos para ser directamente asimilados.

PERFILES Y EVOLUCION TEMPORAL EN EL EMBALSE

- NITROGENO

• AMONIO

Los muestreos se efectuaron mensualmente entre noviembre de 1972 y febrero de 1974, realizándose perfiles en todos ellos de superficie a fondo. Los resultados están expresados en mg/l. de N.NH_4^+ .

En la tabla nº. 5 figuran valores mínimos, máximos, medios y desviaciones típicas de las aguas de superficie, 20 m. y fondo.

TABLA n^o. 5

Contenido de amonio en superficie, 20 m. y fondo

	<u>n^o. de muestras</u>	<u>Mín.</u>	<u>Máx.</u>	<u>Media</u>	<u>S</u>
Superficie	14	0,0	0,48	0,25	0,14
20 m.	15	0,0	0,45	0,24	0,14
Fondo	15	0,06	2,66	1,01	0,83

A la vista de estos resultados podemos destacar que el valor medio de la concentración de amonio en el fondo es cuatro veces superior, aproximadamente, que los de superficie y 20 m., observándose también que el mínimo obtenido en las aguas más profundas nunca se situó por debajo de 0,06 mg/l. mientras que en las otras dos profundidades fué de 0,0 mg/l.

La variación que experimenta a lo largo del tiempo la concentración de amonio en la zona trofónica no guarda una relación estrecha con el estado de circulación o estancamiento en que se encuentran las aguas del embalse, oscilando dichas variaciones entre límites bastante restringidos que podemos situar entre 0 y 0,4 mg/l. de N.NH_4^+ aproximadamente, siendo el valor medio de 0,279 mg/l. En la figura n^o. 5 se puede apreciar como los valores mínimos se produjeron en un intervalo de tiempo que incluye tanto el final del periodo de estancamiento de otoño (noviembre de 1972) como parte del periodo de circulación de invierno-primavera (de diciembre de 1972 a marzo de 1973 ambos inclusive). Posteriormente y a partir de abril, los valores de la concentración de amonio se estabilizan tras el incremento experimentado en este mes, manteniéndose ya hasta el último muestreo efectuado en febrero de 1974 dentro de un margen situado entre 0,2 y 0,4 mg/l. N.NH_4^+ , mostrándose pues como independiente de las influencias que podría ejercer en lo sucesivo tanto el estado de estancamiento como el de circulación por los que van atravesando las aguas del embalse hasta el muestreo final de febrero de 1974. Lógicamente cabría esperar que durante los meses de estancamiento de verano y otoño las aguas superficiales de la zona trofónica registraran valores mínimos de amonio debido, por una parte,

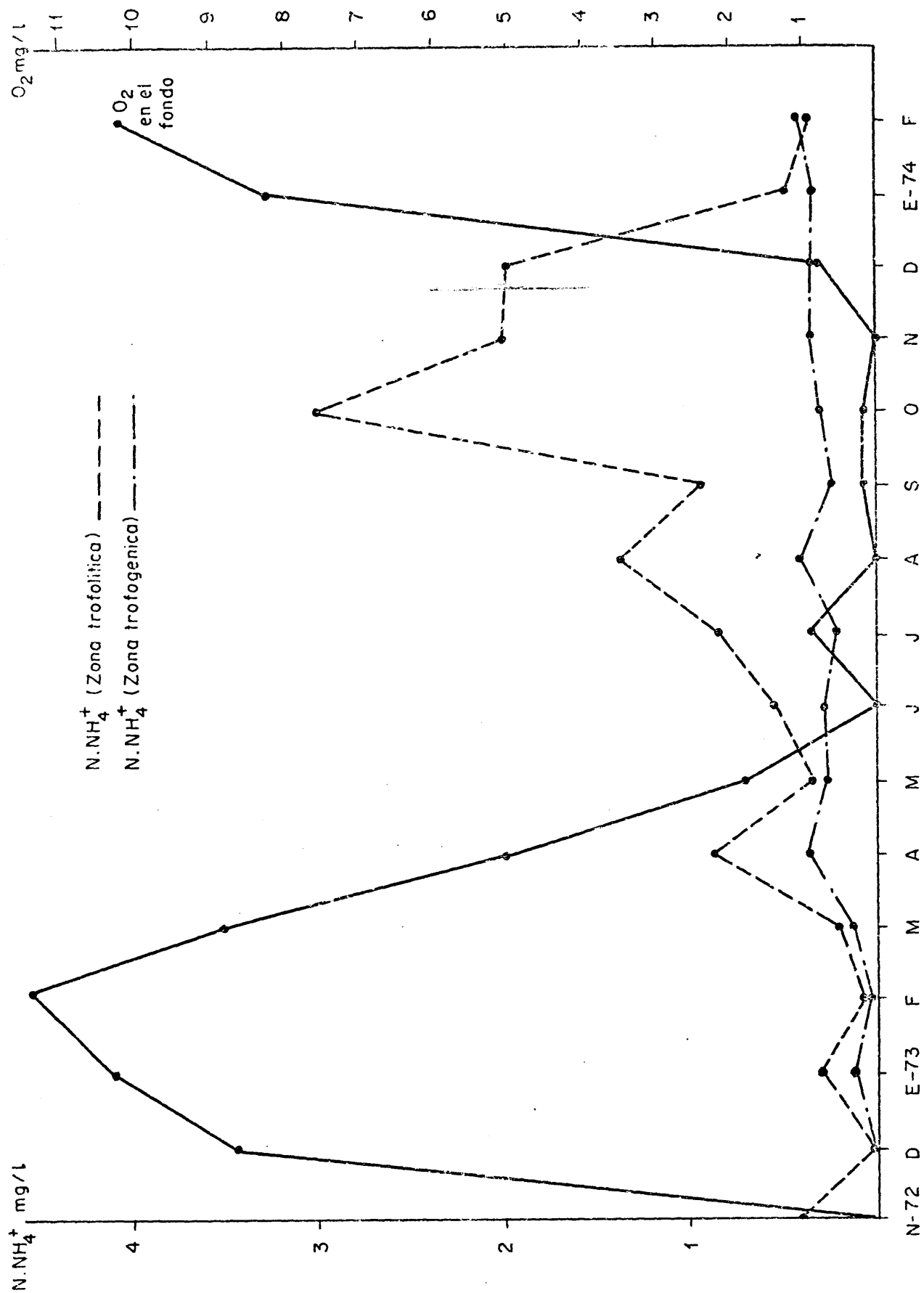


FIGURA N° 5. Evolución en el tiempo de contenido de amonio en la zona trofogenica (0,5 y 10 m) y trofolítica (50 m y fondo) y de oxígeno en el fondo.

a que el que se libera en las aguas profundas del hipolimnión queda retenido en él al estar el embalse estratificado y por otra, a que en la superficie el amonio existente tiende a disminuir debido, tanto a la asimilación de este producto por parte del fitoplancton sobre todo a valores de pH superiores a 7 como normalmente es el caso en este embalse- como a los procesos de nitrificación posibles en aguas con abundante oxígeno.

Para comprobar el posible efecto que pueden tener sobre la concentración de amonio las poblaciones fitoplanctónicas situadas en la zona trofogénica, se han comparado los datos (ver tablas finales) correspondientes a las concentraciones de clorofila "a" y amonio en dicha zona durante el periodo de tiempo comprendido entre noviembre de 1972 y febrero de 1974. La única relación lógica que observamos entre ambos parámetros corresponde a los seis primeros meses (noviembre de 1972-abril de 1973 ambos inclusive) ya que los mínimos en la concentración de amonio en noviembre y diciembre de 1972 (0 mg/l. e indicios respectivamente) se corresponden con valores elevados de concentración de clorofila "a" (17 y 16 mg/m³ respectivamente) y los posteriores aumentos y disminuciones de clorofila "a" se corresponden con disminuciones y aumentos respectivamente en las concentraciones de amonio.

A partir de abril de 1973 las fluctuaciones del ión amonio además de no ser cuantitativamente importantes, se producen de forma lo bastante irregular como para poder decir que la interrelación entre ambos parámetros es pequeña o no se pone de manifiesto claramente por la posible interferencia de otras variables.

En la zona trofolítica, las variaciones de concentración de amonio guardan una relación mucho más estrecha y evidente, con respecto a los periodos de circulación y estratificación, como puede verse en la figura nº. 5 en que también se ha representado el perfil que ofrece el oxígeno disuelto, exclusivamente en el fondo, a lo largo del tiempo considerado. La observación de la citada gráfica pone de manifiesto claramente que los mínimos registrados en la zona trofolítica se producen durante el periodo de circulación de invierno-primavera (periodo en que a su vez también presenta los valores más próximos con respecto a los registrados en la zona tro

fogénica) y que durante el periodo de estancamiento de verano-otoño, se va produciendo un incremento paulatino de la concentración, hasta alcanzar el valor máximo en octubre de 1973, que será cuando las diferencias de concentración entre la zona trofogénica y trofólítica alcanzarán valores igualmente máximos. La explicación del paulatino incremento del contenido de amonio durante el periodo de estancamiento, puede obedecer a la explicación dada por COOPER,* referente a que mientras subsista una microzona oxidada en la interfase lodo-agua, el amonio quedará retenido por adsorción en la superficie de dicha interfase, situación ésta que puede perdurar durante los primeros meses de la estratificación de verano, en que aún no se ha producido una reducción suficiente en la susodicha interfase, y que posiblemente dicha reducción tendrá lugar a mediados de otoño, cuando se produce la máxima liberación de amonio en las aguas profundas del hipolimnión durante el mes de octubre de 1973.

Respecto a los perfiles en profundidad a lo largo de toda la columna de agua, se pueden establecer dos tipos, según correspondan a un periodo de estratificación o de circulación. En los del primer tipo y durante la estratificación de verano-otoño, los perfiles muestran una característica común como es la de presentar una distribución homogénea en los valores de la concentración de amonio en las aguas del estrato superior correspondientes al epilimnión, y una brusca discontinuidad iniciada en el límite superior de la termoclina, a partir del cual la concentración de amonio experimenta un fuerte incremento, que culminará en las aguas más próximas al fondo. En la figura nº. 6 puede verse reflejado lo que acabamos de indicar en el perfil correspondiente al mes de noviembre de 1973.

Respecto a los perfiles del segundo tipo, muestran en general, una homogeneidad bastante apreciable en todos los niveles, como puede apreciarse en los distintos muestreos realizados durante los meses de invierno y primavera representando a título de ejemplo uno de ellos en la figura nº. 7 correspondiente al mes de enero de 1974.

. NITRITOS

Los muestreos se efectuaron mensualmente entre noviembre de 1972 y febrero de 1974 (excepto enero de 1973) realizándose perfi-

*COOPER, L.H.N., 1948.

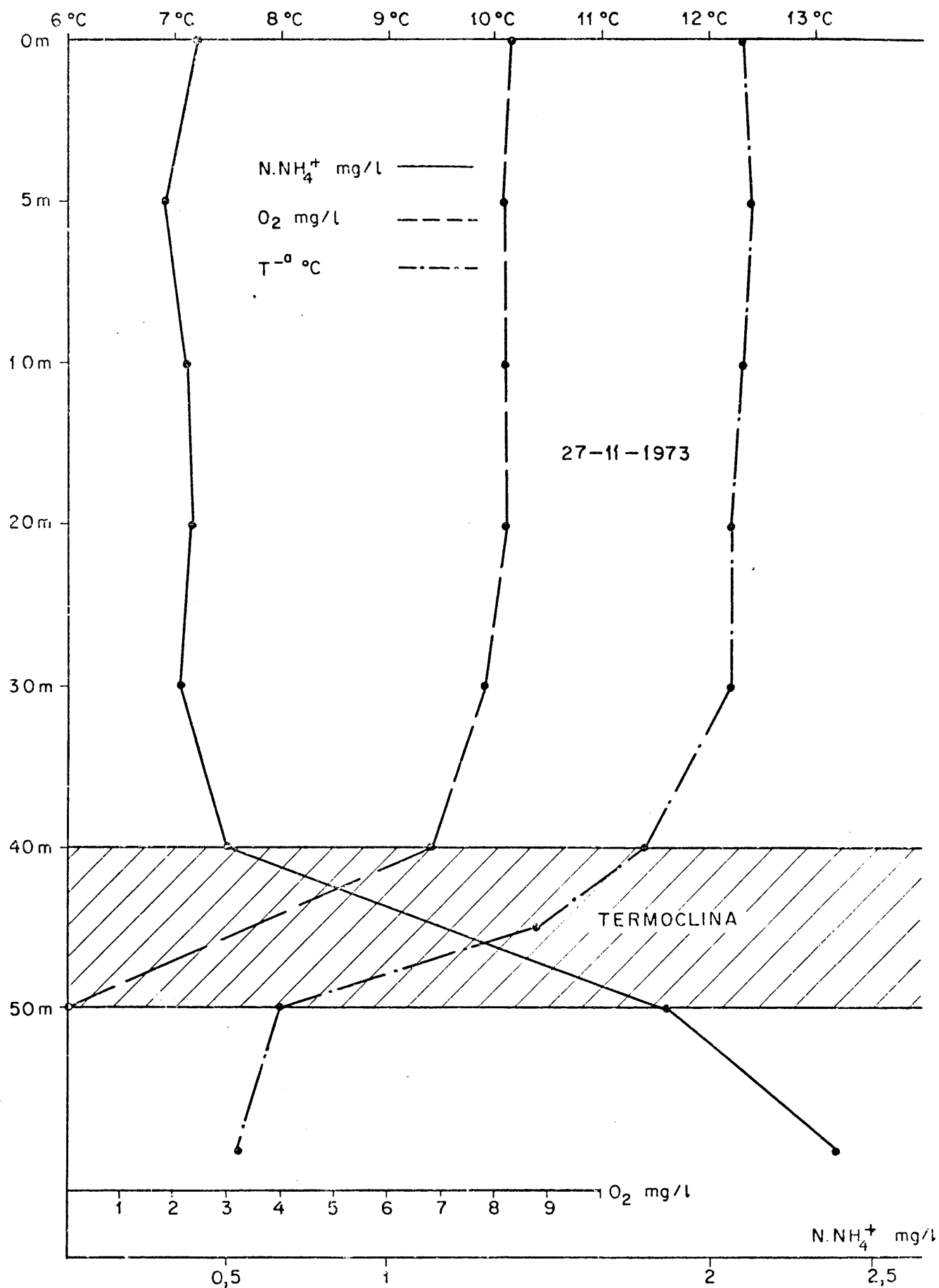


FIGURA N° 6. Perfil en profundidad de amonio durante el periodo de estratificación de verano-otoño.

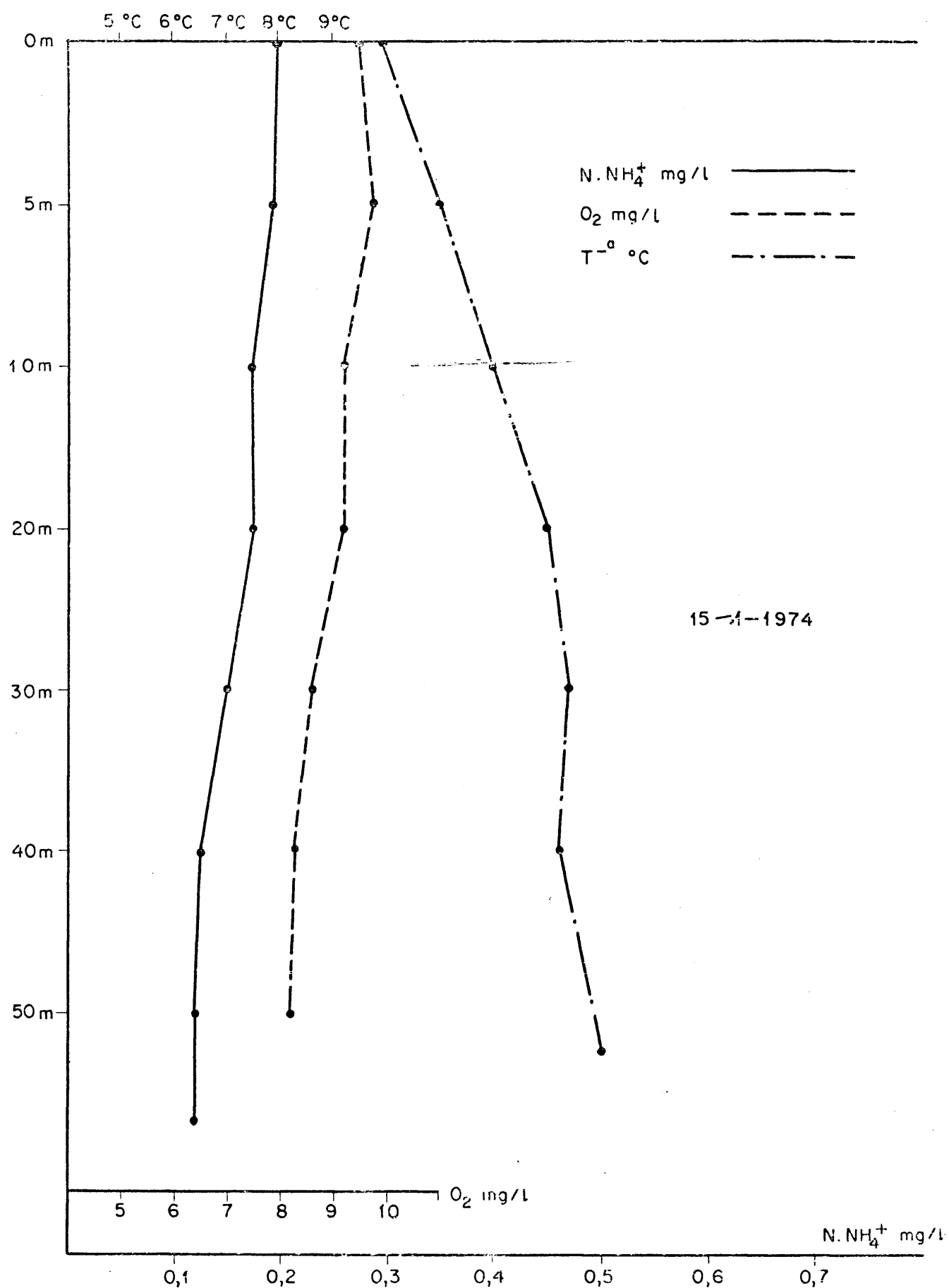


FIGURA N° 7. Perfil en profundidad de amonio durante el periodo de circulación de invierno-primavera.

los en todos ellos de superficie a fondo. Los resultados se expresan en mg/l. de N.NO_2^- .

En la tabla siguiente, n^o. 6, se recogen los valores mínimo, máximo medio y desviación típica en las aguas de superficie, 20 m. y fondo, habiéndose obtenido dichos datos de los que figuran en la tabla final n^o. III.

TABLA n^o. 6

Contenido de nitritos en superficie, 20 m. y fondo

	<u>n^o. de muestras</u>	<u>Mín.</u>	<u>Máx.</u>	<u>Media</u>	<u>S</u>
Superficie	15	0,0	0,100	0,009	0,025
20 m.	15	0,0	0,100	0,010	0,025
Fondo	14	0,0	0,100	0,015	0,025

La presencia de nitritos en aguas superficiales con abundante oxígeno disuelto puede deberse al menos a dos causas; contaminación por aguas negras, o como indicó MONTIMER*, por reducción de nitratos mediante la actividad del fitoplancton, habiéndose encontrado con seguridad este fenómeno en cultivos de diatomeas y Chlorella.

La causa concreta en nuestro caso es difícil dedeterminar puesto que precisamente en los momentos en que existen concentraciones máximas de clorofila "a", los valores de las concentraciones de nitritos son mínimos o muy pequeños, exceptuando quizá el mes de marzo de 1973 en que los valores de clorofila "a" son relativamente altos (17 mg/m^3) y se corresponden también con una de las concentraciones más elevadas de nitritos en la zona trofогénica, de aproximadamente $0,005 \text{ mg/l. N.NO}_2^-$. Si se descarta como posible origen de los nitritos en las aguas superficiales la causa anteriormente expuesta, habremos de concluir como ciertamente probable que la causa pueda ser debida a algún tipo de contaminación por aguas negras, hipótesis por otra parte nada aventurada, si tenemos en cuenta la utilización bastante intensa que se hace de este embalse con fines recreativos y la proliferación creciente en la proximidad de

*MORTIMER, C. H., 1941-42.

sus aguas de buen número de urbanizaciones. La hipótesis que acabamos de enunciar puede justificarse en cierto modo a partir de los datos facilitados por JUDAY, BIRGE y MELOCHE* en que de 504 muestras de aguas superficiales tomadas en 307 lagos durante el verano de 1938, sólo se encontraron cantidades de 0,002 mg/l. en 4 de ellas y 0,004 mg/l. en 1.

Si observamos ahora los datos que figuran en la tabla nº. 9 veremos que el valor medio obtenido sobre 15 muestras en las aguas de superficie es de 0,009 mg/l, con un grado de variación que oscila entre 0 y 0,100 mg/l, valor este último bastante elevado y que corresponde al muestreo efectuado el 11 de noviembre de 1972. Las concentraciones de nitritos aumentan progresivamente en profundidad, culminando en el fondo con un valor medio de 0,015 mg/l.

Durante el período en que existe estratificación térmica (de mayo a noviembre de 1973) los valores máximos de nitritos suelen darse, bien en aguas intermedias, bien en el fondo, de una manera bastante irregular. Un ejemplo de lo dicho puede verse en la figura nº. 8 en que uno de los máximos de nitritos se produce justamente en el límite superior de la termoclina (40 m) entre el máximo de nitratos, situado en aguas con oxígeno disuelto (30 m), y el máximo de amonio, que se encuentra en el fondo (57 m) con aguas de carácter anaerobio. El hecho de que la concentración máxima de nitritos ocupe una posición intermedia entre el máximo de amonio y el de nitratos, coincide también con la posición igualmente intermedia que guardan los nitratos en su estado de oxidación-reducción, respecto al amonio y los nitratos.

En el período de circulación, entre diciembre y marzo de 1972-73 y diciembre y febrero de 1973-74, no puede decirse que se aprecie una tendencia clara hacia la homogeneización del contenido de nitritos a lo largo de la columna de agua. A este respecto conviene indicar que la mayor homogeneidad se observa en el período de tiempo comprendido entre septiembre de 1973 y febrero de 1974, que corresponde al final de la estratificación y al comienzo de la circulación en invierno.

*JUDAY, C., BIRGE, E.A., and MELOCHE, V.W., 1938.

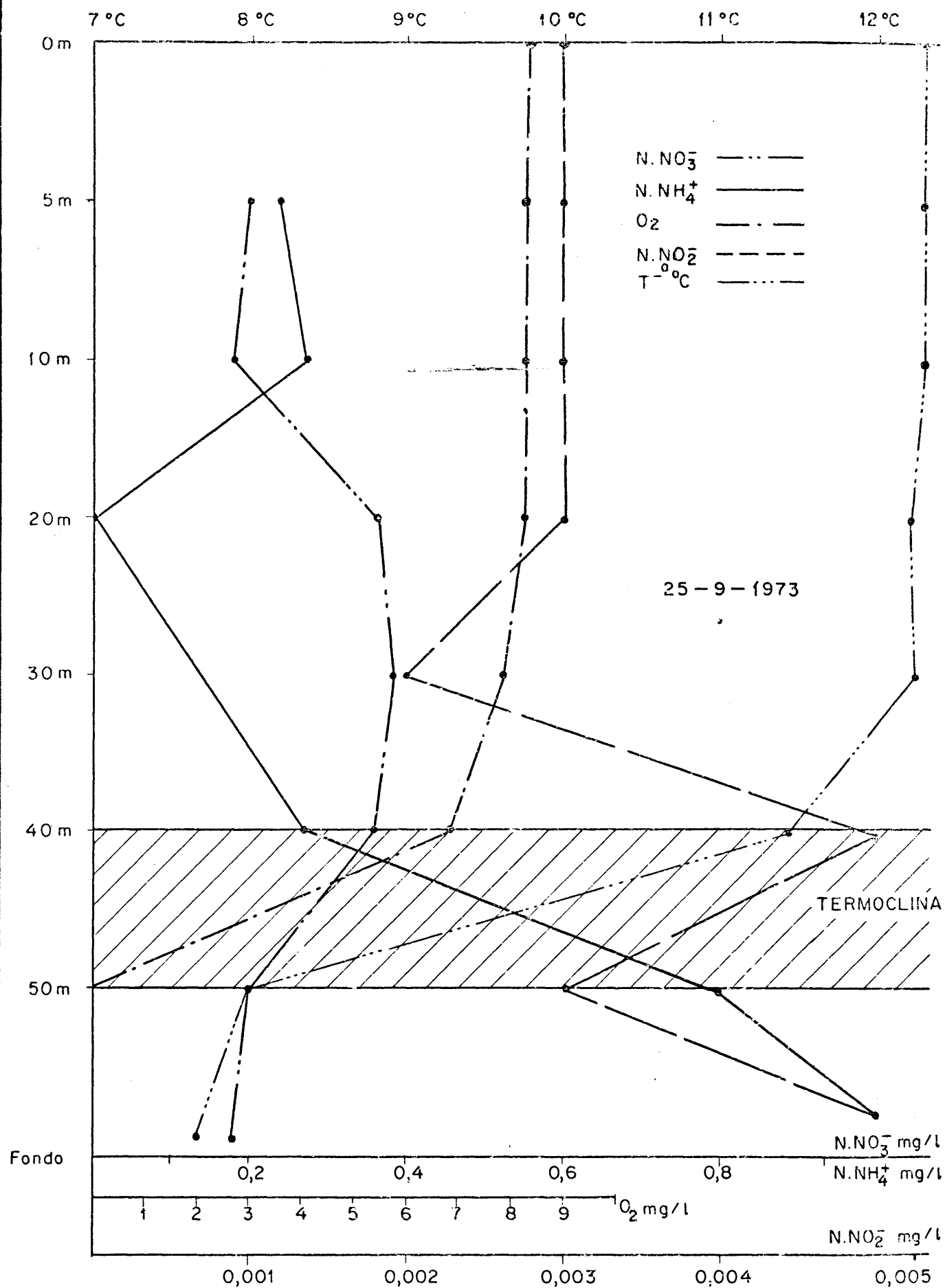


FIGURA N° 8. Perfil en profundidad de nitratos, nitritos y amonio durante el periodo de estratificación de verano-otoño.

Respecto a la evolución en el tiempo del contenido de nitritos en las aguas superficiales (0 y 5 m) y de fondo, hay que destacar que la máxima diferencia entre ambos se sitúa a principios del verano (25 de junio de 1973), con valores de 0,03 y 0,0025 mg/l. respectivamente, igualándose bastante sus contenidos respectivos al final del mismo (0,003 mg/l. aproximadamente) y hasta el último muestreo efectuado en febrero de 1974 (sus contenidos son también prácticamente idénticos en febrero y marzo de 1973; 0 y 0,005 mg/l. respectivamente).

. NITRATOS

Se realizaron mensualmente perfiles completos, de superficie a fondo, en noviembre y diciembre de 1972 y durante el periodo comprendido entre agosto de 1973 y febrero de 1974. Además también se valoró la concentración de este anión, únicamente a 20 m, desde enero de 1973 hasta julio del mismo año con una periodicidad igualmente mensual.

Los valores mínimo, máximo, medio y desviación típica expresados en mg/l. de $\text{N} \cdot \text{NO}_3^-$ así como la relación $\text{N} \cdot \text{NO}_3^- : \text{N} \cdot \text{NH}_4^+$, en aguas de superficie, 20 m. y fondo, extraídos de la tabla final nº. III quedan reflejados en la siguiente tabla nº. 7.

TABLA nº. 7

Contenido de nitratos en superficie, 20 m. y fondo y relación nitratos:amonio.

	<u>nº. de muestras</u>	<u>Mín.</u>	<u>Máx.</u>	<u>Media</u>	<u>S</u>
Superficie	9	0,068	0,316	0,147	0,083
20 m.	16	0,068	0,361	0,195	0,101
Fondo	9	0,113	0,452	0,232	0,098
Superficie	5	0,194	0,353	0,291	0,066
20 m.....	13	0,272	6,302	1,024	1,626
Fondo	8	0,042	0,620	0,246	0,247

El exámen de esta tabla pone de manifiesto el aumento progresivo experimentado por las concentraciones medias del ión nitrato de superficie a fondo, reflejo fundamental de la diferencia de fenómenos químicos y biológicos que tienen lugar en las zonas trofогénica y trofолítica respectivamente.

Respecto a la relación nitratos-amonio se observa un brusco incremento a los 20 m. de profundidad debido principalmente a que en el muestreo de febrero de 1973 dicha relación alcanza un valor de 6,3, si bien en el resto de los meses la tónica es mantenerse por debajo de la unidad. El fenómeno descrito queda también perfectamente reflejado en las desviaciones típicas obtenidas, destacando precisamente el valor de 1,626 a 20 m. Si se hace la salvedad del dato señalado en febrero de 1973, podemos afirmar que en general el valor de la relación $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ se sitúa por debajo de la unidad, dato que indica la preponderancia cuantitativa del ión nitrato sobre el amonio.

Respecto a la evolución en el tiempo del contenido de nitratos en la zona trofогénica (superficie, 5 y 10 m) y trofолítica (50 m. y fondo) vamos a estudiar las fluctuaciones del contenido de nitratos en ambas zonas, en el periodo de tiempo comprendido entre el principio del otoño, en que existe estratificación térmica y agotamiento de oxígeno en el hipolimnión, y la mitad del invierno, época esta que corresponde al periodo de circulación con homogeneidad prácticamente completa del contenido de oxígeno disuelto a lo largo de toda la columna de agua. En la zona trofолítica, el máximo registrado en agosto (0,47 mg/l) cae bruscamente al mes siguiente hasta 0,19 mg/l, oscilando a partir de aquí y hasta el final dentro de un margen relativamente estrecho situado entre 0,12 y 0,19 mg/l, dándose el valor mínimo en octubre, aproximadamente un mes antes de desaparecer la estratificación térmica y precisamente cuando las concentraciones de amonio en esta misma zona alcanzan el máximo (3,01 mg/l). A partir de estos hechos, se desprende que la intensidad máxima de los procesos de desnitrificación deben tener lugar precisamente en esta época, final del periodo de estancamiento, que reúne las características precisas de anaerobiosis para que puedan darse este tipo de fenómenos reductores. En general las variaciones del contenido

de nitratos y amonio son aproximadamente inversas entre sí mientras persisten las condiciones de anaerobiosis en el hipolimnión para igualarse más sus concentraciones respectivas cuando se inicia el periodo de circulación en diciembre y el oxígeno disuelto alcanza las aguas profundas en enero y febrero.

En la zona trofogénica las variaciones de las concentraciones de nitratos guardan una relación muy estrecha con las de clorofila "a" y por tanto con la importancia cuantitativa de las poblaciones fitoplanctónicas. El hecho más destacable, como puede verse en la figura nº. 9, es el "desfase" existente entre ambos tipos de gráficas, de tal forma que los máximos de la concentración de nitratos se producen con el adelanto de un mes (septiembre y enero) respecto a los de clorofila "a" (octubre y febrero), radicando el interés de este dato en la posible predicción de auges de fitoplancton con el conocimiento previo de los máximos de nitratos (aproximadamente $0,187 \text{ mg/l de } \text{N.NO}_3^-$). Respecto a los mínimos de ambos parámetros también coinciden, si bien no podemos asegurar que esten desfasados un mes debido a que el dato de la concentración de nitratos en noviembre es solo aproximado; de todas formas, en el mes de diciembre (principio del periodo de circulación) que es cuando se produce uno de los mínimos en la concentración de clorofila "a", el valor de la concentración de nitratos también es mínimo ($0,0677 \text{ mg/l. N.NO}_3^-$).

Respecto a la evolución de las curvas de nitratos y amonio en la zona trofogénica, expresada en la figura nº. 10, la simple observación de la misma nos indica la forma casi perfectamente simétrica (respecto a un hipotético eje equidistante de ambas) que adquieran ambas dentro de unos límites cuantitativos mucho más próximos que los observados en la zona trofolítica ($2,88 \text{ mg/l.}$ de diferencia de concentraciones de esta última frente a solo $0,28 \text{ mg/l.}$ en la primera).

Respecto a la evolución del contenido de nitratos en la zona trofogénica y trofolítica, destaca la igualación que se produce en ambos niveles en enero 1974 al iniciarse el periodo de circulación (aproximadamente $0,18 \text{ mg/l}$). También existen valores prácticamente coincidentes durante los meses de septiembre y octubre ($0,190$ y $0,125$ como valores medios) tras la caída experimentada, entre agosto y septiembre, por los nitratos en la zona trofolítica.

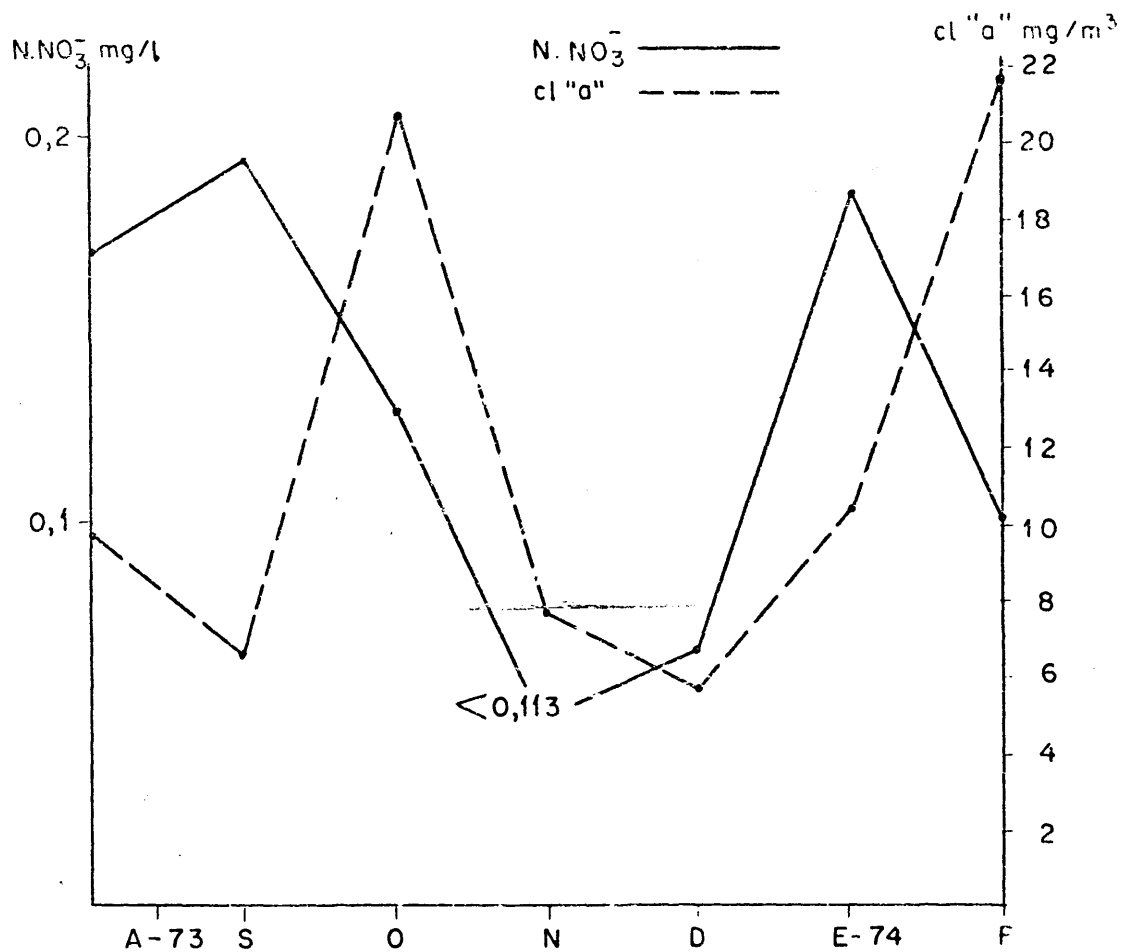


FIGURA N°9. Variación en el tiempo de la concentración de nitratos y clorofila "a" en la zona trofógena.

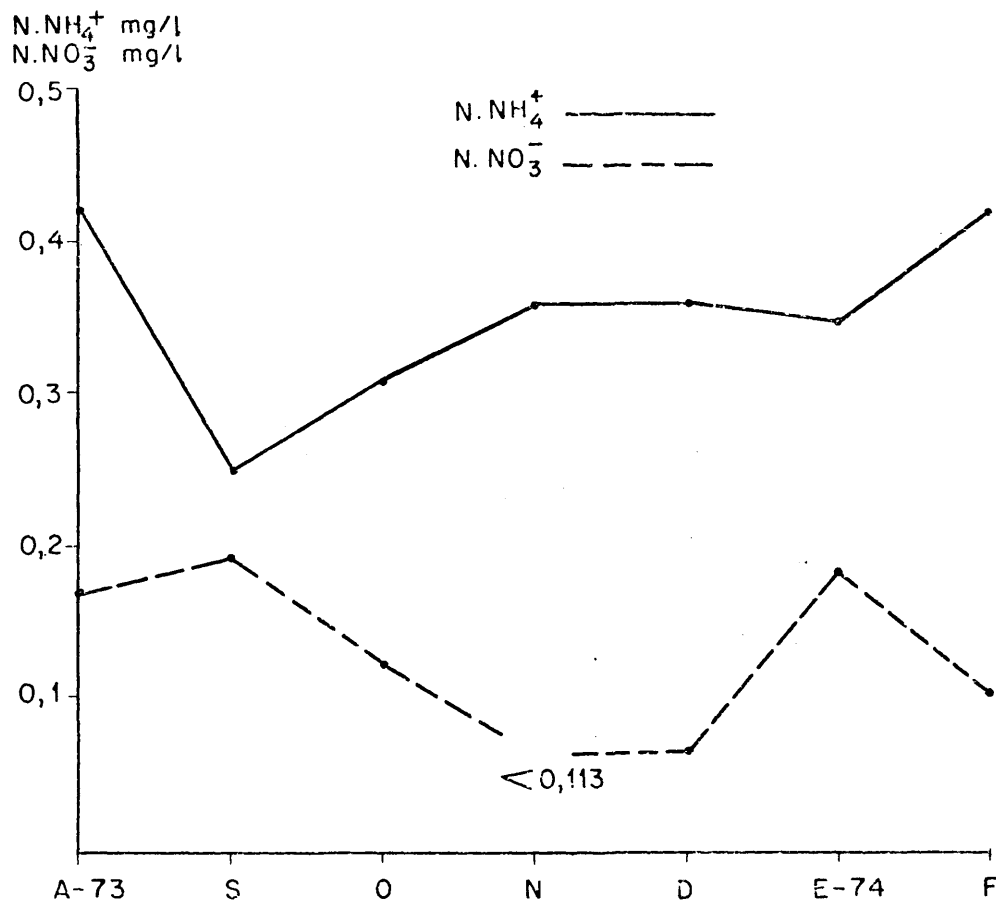


FIGURA N° 10. Variación en el tiempo de las concentraciones de nitratos y amonio en la zona trofógena.

También son de interés las diferencias existentes en los perfiles del ión nitrato según se trate del periodo de estancamiento o de circulación. Durante el periodo de estancamiento otoñal, con la termoclina situada entre 40 y 45 m. ($0,8^{\circ}\text{C}/\text{m}$) y con ausencia de oxígeno disuelto en el hipolimnión, cabe destacar dos fenómenos principalmente: 1º) el aumento de la concentración de nitratos justamente entre 10 y 20 m, donde la concentración de clorofila "a" disminuye y por tanto la demanda que de dicho elemento ejercen las poblaciones fitoplanctónicas. 2º) la existencia del máximo de concentración de nitratos en las aguas intermedias (20, 30 y 40 m) explicada por la ausencia en este nivel de los dos principales agentes que tienden a disminuir la concentración de este elemento y que son por una parte los fenómenos de desnitrificación y en general reducción de los nitratos en el hipolimnión anaerobio, y por otra el consumo con fines metabólicos del ión nitrato por parte del fitoplancton en la zona trofógena de las aguas superficiales.

Durante el periodo de circulación total (enero y febrero de 1974) puede observarse la persistencia de la continuidad del máximo de concentración de nitratos (aproximadamente $0,350 \text{ mg/l}$) en las aguas intermedias (20 y 30 m) durante enero, para en el mes siguiente, presentar un perfil bastante más homogéneo a lo largo de toda la columna de agua, debido probablemente a que la mezcla se ha realizado ya de una manera mucho más perfecta (aproximadamente $0,110 \text{ mg/l}$ de media).

- FOSFORO• FOSFATOS

Los análisis de fósforo que se realizaron mensualmente desde noviembre de 1972 hasta febrero de 1974 (excepto enero y agosto de 1973) detectaron la fracción correspondiente al fósforo inorgánico soluble, viniendo expresados los resultados como mg/l. de $P.PO_4^{\equiv}$.

Los valores medios, así como el grado de variación y desviación típica en superficie, 20 m. y fondo figuran en la tabla nº. 8 en la que también se recoge la relación $N.NO_3^- : P.PO_4^{\equiv}$.

TABLA nº. 8

Contenido de fosfatos en superficie, 20 m. y fondo y relación $N.NO_3^- : P.PO_4^{\equiv}$.

	<u>nº. de muestras</u>	<u>Mínimo</u>	<u>Máximo</u>	<u>Media</u>	<u>S</u>
Superficie	15	0'0	0'10	0'0116	0'0252
20 m.	15	0'0	0'380	0'0743	0'1522
Fondo	15	0'0	0'424	0'1558	0'1135

$N.NO_3^- : P.PO_4^{\equiv}$

Superficie	6	4'44	44'13	15'71	14'51
20 m.	14	0'62	46'41	9'95	13'62
Fondo	6	0'14	3'75	1'44	1'27

Los datos incluidos en la tabla anterior, ponen de manifiesto claramente el aumento paulatino que experimentan los valores máximos y medios de la concentración de fosfatos desde la superficie hacia el fondo mientras que los valores mínimos (0 mg/l.) coinciden en las tres profundidades elegidas.

Respecto a la relación $N.NO_3^- : P.PO_4^{3-}$ el hecho de que se produzca una disminución progresiva en profundidad y teniendo en cuenta que los nitratos, según puede apreciarse en la tabla nº. 7, experimentan un aumento a medida que se trata de aguas más profundas, al igual que los fosfatos, pone de manifiesto que la proporción en que se producen tales aumentos es mayor en lo que se refiere a los fosfatos.

Los valores mínimos del contenido de fosfatos ($P.PO_4^{3-}$), se registraron en la zona trofogénica (superficie, 5 y 10 m.) durante el periodo de estancamiento de verano-otoño, en los meses de noviembre de 1972 y junio de 1973 (mínimo absoluto con 0 mg/l.), septiembre, octubre y noviembre (0'0070; 0'0052 y 0'0093 mg/l. de $P.PO_4^{3-}$ respectivamente), mientras que por el contrario los valores más altos tienen lugar durante el periodo de circulación de invierno-primavera sobre todo en esta segunda estación, donde el máximo absoluto corresponde al mes de abril de 1973 con un contenido de 0'119 mg/l. $P.PO_4^{3-}$. En lo dicho anteriormente, hay que hacer la salvedad de que en los meses de verano de julio-agosto de 1973 se registraron cantidades apreciables de fosfatos, coincidiendo con la existencia de bajas cantidades de clorofila "a" (7'5 y 9'7 mg/m³ respectivamente).

En la zona trofolítica (50 m. y fondo) se observan 2 máximos durante el periodo de estancamiento; uno a mediados de otoño y otro en diciembre de 1973 inmediatamente antes de que se inicie el periodo de circulación en invierno, con valores ciertamente elevados (0'326 y 0'303 mg/l. $P.PO_4^{3-}$). Las características de este hecho están perfectamente de acuerdo con las observaciones de EINSELE (1936-38) referentes a que los aumentos de fosfato soluble en las aguas profundas del hipolimnión se producían en aquellos lagos con marcadas curvas clinogradas de oxígeno, con agotamiento prácticamente total del oxígeno disuelto del fondo y tras la desaparición de la microzona oxidada de la superficie del lodo que impedía la liberación al agua circundante del fosfato procedente de la mineralización de la materia orgánica sedimentada en el fondo producida por la actividad bacteriana. La tendencia que se observa en la curva que representa las variaciones del ión fosfato en la zona trofolítica es a ir aumentando paulatinamente a medida que se suceden los meses de verano y se va consolidando la estratificación térmica y el agotamiento de oxígeno en el hipolimnión. También hay que señalar que en aparente contradicción

con lo dicho hasta ahora y en pleno periodo de estancamiento otoñal, el contenido de fosfato experimenta una brusca caída en la zona trofótica entre los meses de octubre y noviembre (de 0'326 a 0'0663 mg/l. $P.PO_4^{-3}$).

La distribución vertical del ión fosfato, muestra una aguda discontinuidad a lo largo de la columna de agua entre epilimnion e hipolimnion en los meses de estancamiento de verano-otoño, como puede verse en la figura nº. 11, en que el valor de la concentración entre 40 m. y el fondo aumenta 43 veces aproximadamente.

Por el contrario durante el periodo de circulación la distribución a lo largo de la columna de agua, es mucho más homogénea, experimentando sus valores solo ligeras variaciones (figura nº. 12). La tendencia general representada por los valores medios de la tabla nº. 12 es un aumento progresivo e importante de la concentración de fosfatos de superficie a fondo.

Respecto a la evolución temporal conjunta de la clorofila "a" y el ión fosfato en la zona trofotónica, no se observa un paralelismo suficiente como para que podamos extraer una conclusión acerca de las interrelaciones existentes entre ambos parámetros. Los máximos de clorofila "a" de octubre de 1973 (bloom de diatomeas con dominancia de *Melosira*) y febrero de 1974 se corresponden respectivamente con uno de los valores mínimos obtenidos a lo largo de los muestreos realizados y con un valor, que exceptuando los máximos de la primavera de 1973, puede considerarse que rebasa la cantidad de 0'01 mg/l. que se considera puede ser un valor umbral de eutrofización. En cuanto a los mínimos de clorofila "a", hay que decir que el correspondiente a junio de 1973 coincide plenamente con el mínimo absoluto de fosfatos de ese mes (0 mg/l. $P.PO_4$) mientras que otros valores así mismo bajos de clorofila "a", en general no siempre coinciden también con las concentraciones más bajas de fosfatos.

• SILICE

En la tabla nº. 9 obtenida a partir de los datos que figuran en la tabla final nº. III se dan los valores mínimo, máximo y medio en mg/l. de SiO_2 , de las aguas superficiales a 20 m. y en el fondo.

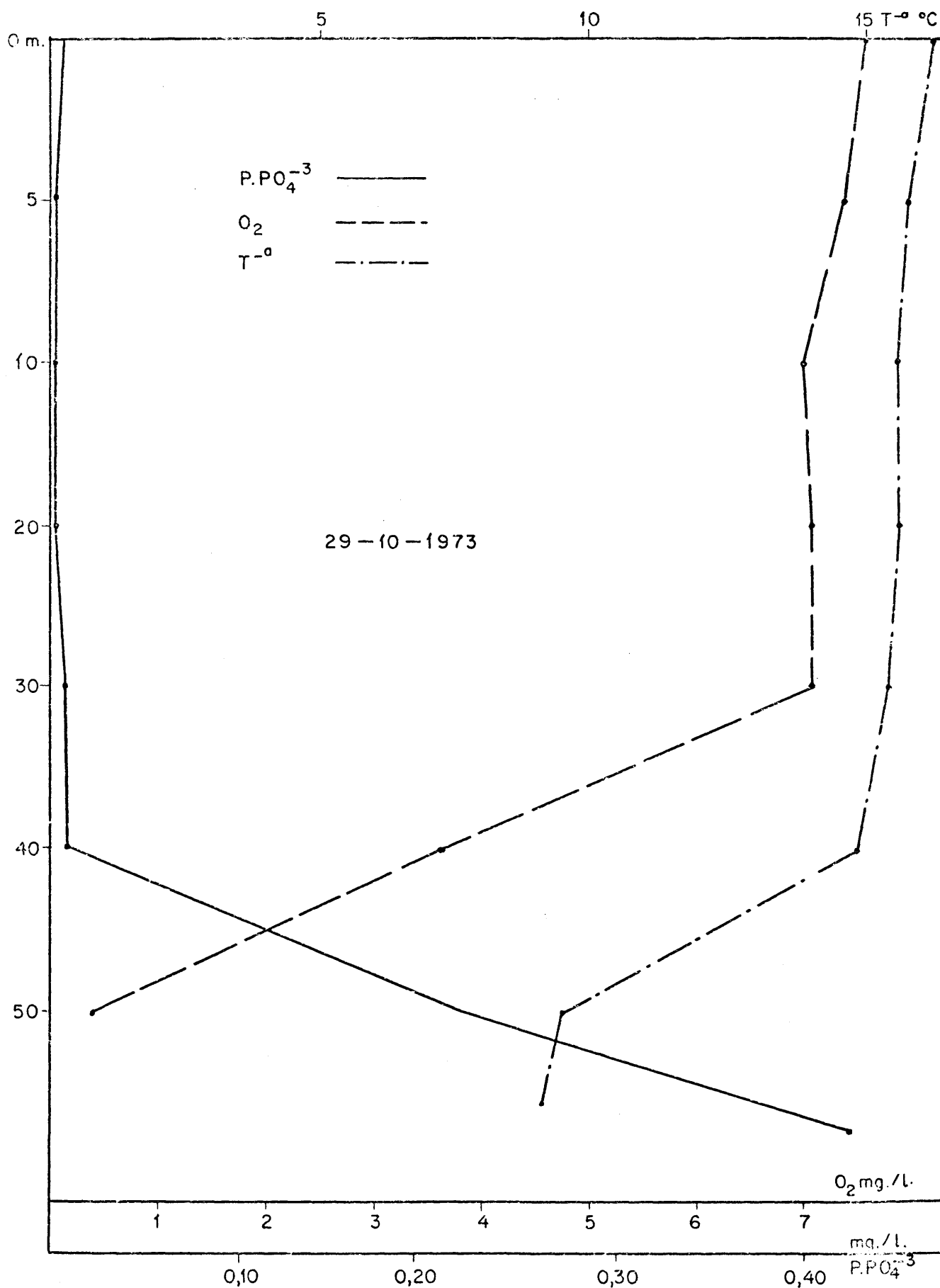


FIGURA N° 11. Perfil en profundidad de fosfato durante el periodo de estancamiento de verano-otoño.

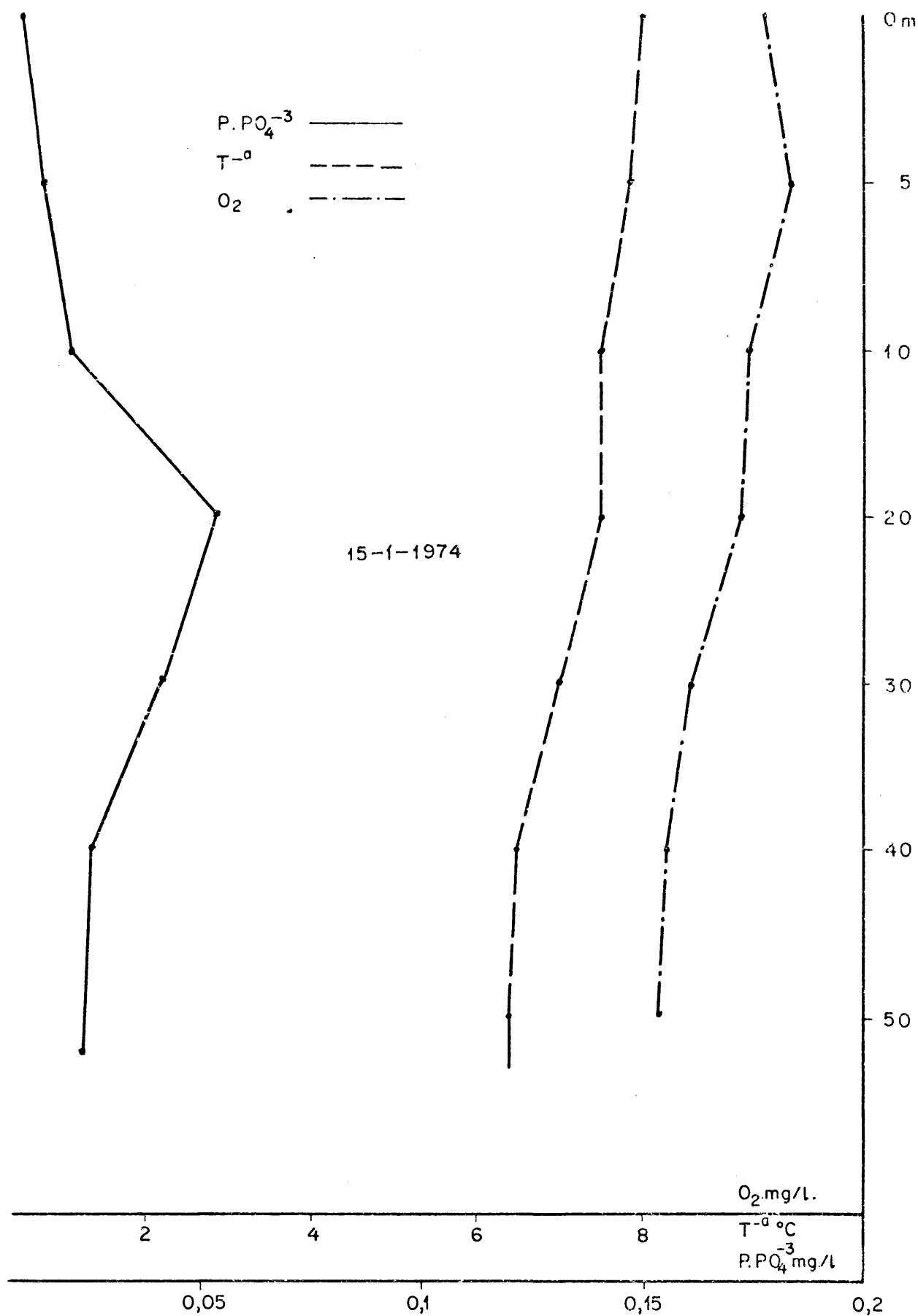


FIGURA N° 12. Perfil en profundidad de fosfato durante el periodo de circulación de invierno-primavera.

Los datos para las aguas de superficie y fondo corresponden a los muestreos efectuados mensualmente entre el 30 de agosto de 1973 y 16 de febrero de 1974 y para el nivel de 20 m. a los efectuados entre el 12 de diciembre de 1972 y el 16 de febrero de 1974.

TABLA n^o. 9

Contenido de sílice en superficie, 20 m. y fondo

	<u>n^o. de muestras</u>	<u>Mínimo</u>	<u>Máximo</u>	<u>Media</u>	<u>S</u>
Superficie	5	0'5	6'0	2'1	2'08
20 m.	14	0'8	6'0	3'6	1'61
Fondo	7	1'3	7'2	5'4	2'07

Los valores medios del contenido de sílice muestran un aumento progresivo de superficie a fondo si bien el conjunto de todos ellos hay que considerarlo cercano a los valores que suelen darse en la zona templada.

Los valores mínimos encontrados son del orden de los que indica LUND (1954) para una serie de diatomeas (Asterionella, Melosira, Tabelaria) capaces de utilizar la sílice a bajas concentraciones. Debe destacarse el hecho de que las diatomeas que dominan numéricamente en las aguas del embalse de San Juan pertenecen a los géneros Melosira y Asterionella.

La figura n^o. 13 muestra la evolución del contenido de sílice en superficie y fondo durante el periodo septiembre 1973-febrero 1974; asimismo, también se representa la concentración de oxígeno disuelto correspondiente al mismo periodo y al nivel de fondo.

Es muy importante destacar la forma inversa de las curvas de sílice en superficie y fondo, en los meses correspondientes al final del periodo de estancamiento, con condiciones anaerobias en las aguas del hipolimnion, así como también el hecho de que en el muestreo efectuado posteriormente en enero, con plena circulación de las aguas del embalse, se produce una brusca caída de sílice en el fondo que coincide con la oxigenación de las aguas de este nivel.

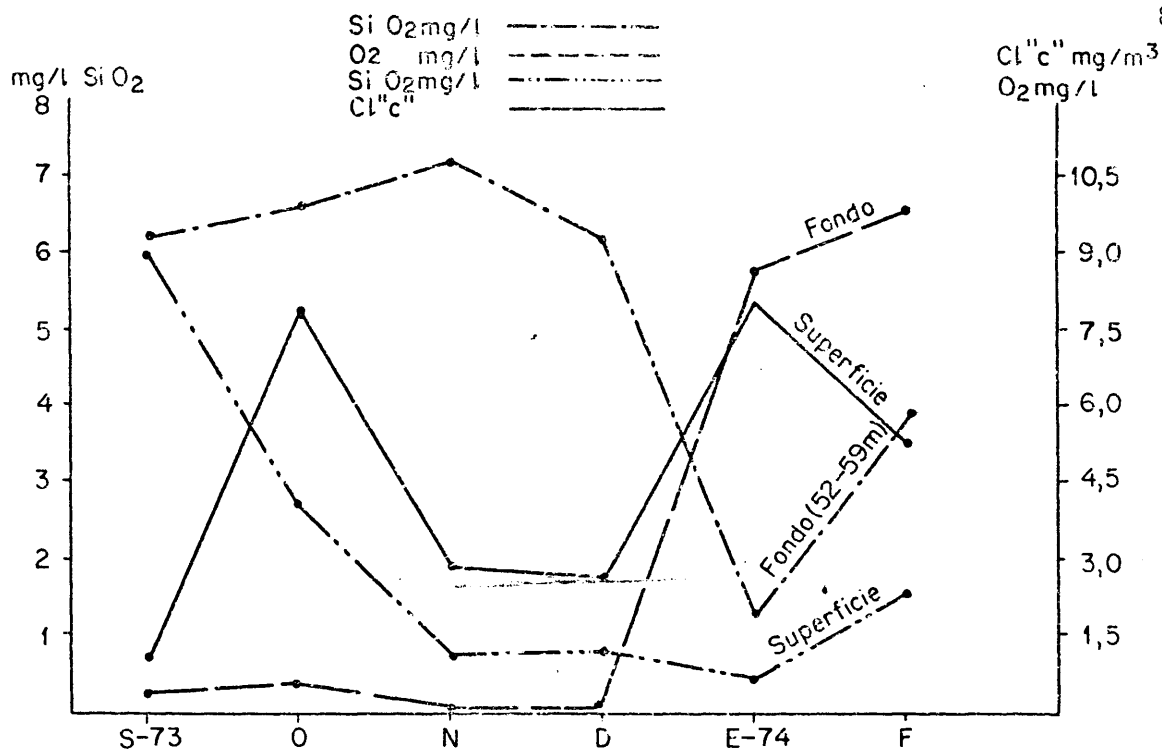


FIGURA N° 13. Evaluación en el tiempo del contenido de sílice y clorofila "c" en superficie y fondo y de oxígeno disuelto en fondo.

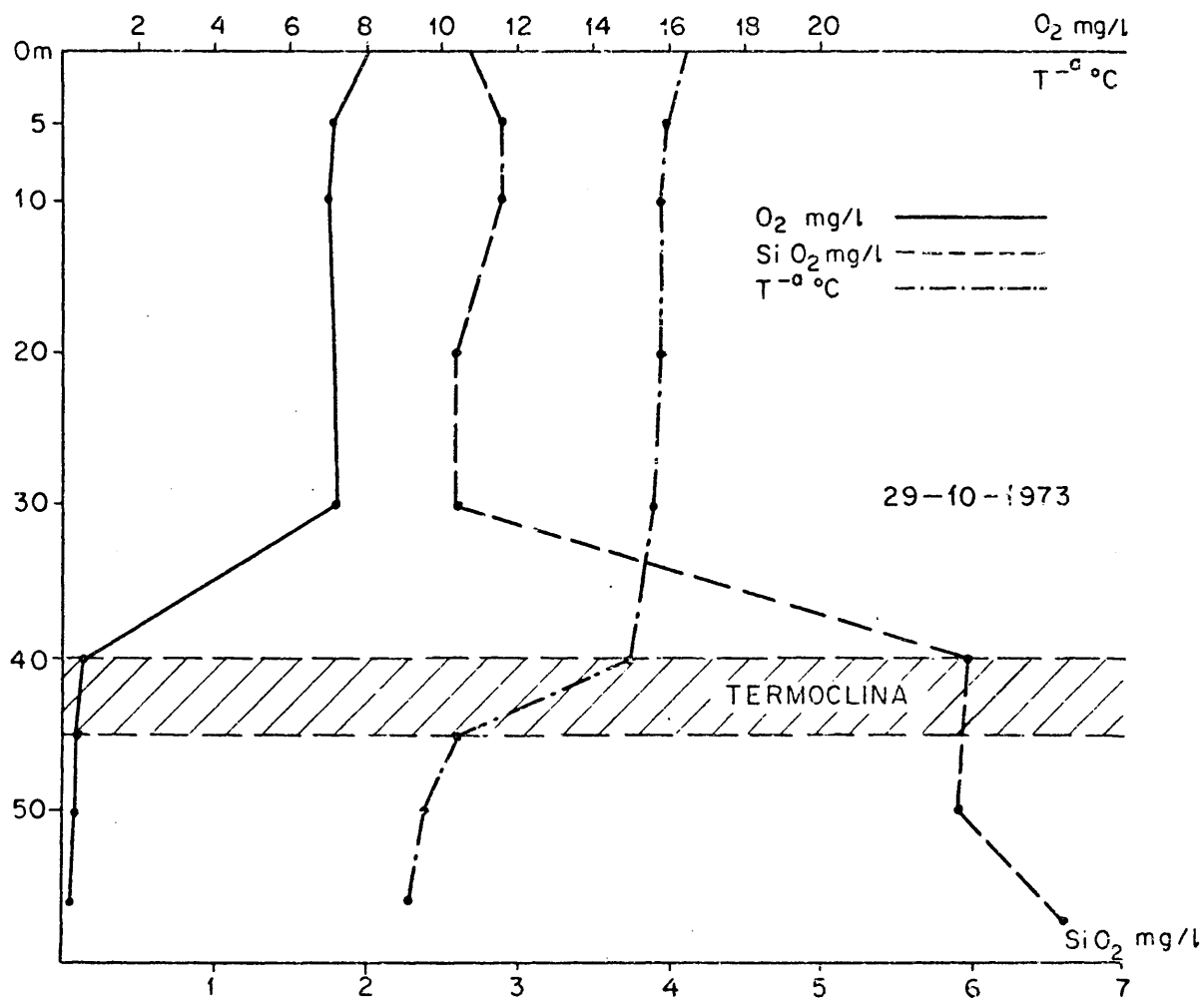


FIGURA N° 14. Perfil en profundidad de sílice durante el periodo de estancamiento de verano-otoño.

La explicación de este fenómeno quizá reside en que al producirse el cambio de ferroso a férrico como consecuencia de la oxigenación de las aguas del fondo, disminuye la liberación de sílice desde los complejos húmico-ferri-silícicos localizados en la interfase lo-do agua (MORTIMER, 1941).

Respecto a la concentración de clorofila "c", que puede considerarse como indicador de la importancia cuantitativa de las diatomeas, hay que destacar dos hechos: el primero la disminución del contenido de sílice en superficie paralelamente con el auge de diatomeas del mes de octubre de 1973, y el segundo que el auge posterior del mes de ene-ro se produce a partir de unos niveles bastante bajos de sílice (0'8 y 0'5 mg/l. en diciembre y enero respectivamente) no actuando pues este elemento como factor limitante, al menos para las especies del género Melosira presentes así como también para las especies Synedra acus y Asterionella formosa.

La figura nº. 14 muestra una marcada distribución heterograda de sílice en profundidad llamando la atención el brusco aumento del contenido de este elemento entre 30 y 40 m., coincidente con la dis-minución en esta misma capa de agua del contenido de oxígeno disuel-to.

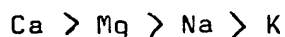
Durante el periodo de circulación, se observa solo un modera-do y más gradual aumento de la sílice de superficie a fondo, resultado de la progresiva tendencia homogeneizadora en toda la columna de agua a partir del comienzo del periodo de circulación en noviembre de 1973.

5.2.3. CATIONES (Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+) Y ANIONES (Cl^- , $\text{SO}_4^{=}$, HCO_3^- , $\text{CO}_3^{=}$) PRINCIPALES; pH, CONDUCTIVIDAD Y RESIDUO SECO A 110°C: PERFILES, EVOLUCION TEMPORAL Y CLASIFICACION DEL EMBALSE POR EL CONTENIDO IONICO DE SUS AGUAS.

- CATIONES Y ANIONES PRINCIPALES

- CATIONES

Del conjunto de cationes presentes en el agua, son los alcalinoterreos, calcio y magnesio sobre todo, los más abundantes desde un punto de vista cuantitativo. De los alcalinos, el sodio suele estar presente en una mayor proporción que el potasio (10:1 aproximadamente). Normalmente la relación más general entre los distintos cationes de las aguas suele ser:



aunque es posible que en algunas zonas de rocas igneas los cationes alcalinos sean más abundantes que los alcalinoterreos.

En otro orden de cosas hay que citar también, que en ocasiones es posible la formación de una estratificación química biogénica, sobre todo debida al Mg y K, por la intervención de los cationes en determinados procesos biológicos. OHLE (1948) estableció en los lagos Bálticos un incremento de potasio con la profundidad.

En este apartado se examinan los CATIONES más abundantes en el agua dulce (Ca, Mg, Na y K) y que tienen un marcado interés en biología debido a su carácter de oligoelementos y por ser indispensables para el desarrollo normal de un buen número de procesos biológicos tales como: síntesis de determinadas moléculas, crecimiento, multiplicación, etc.

A título únicamente de curiosidad se pueden citar los porcentajes medios obtenidos por Hutchinson (1957) del contenido catiónico de las aguas de ríos y lagos abiertos de distintas partes del mundo y que son los siguientes:

Na 15'7; K 3'4; Mg 17'4; Ca 63'5

RODHE (1949) y GORHAM (1955) indican que la coincidencia final de estos valores para ríos como para lagos, a pesar de las diferentes características de las cuencas litológicas, se debe principalmente a los fenómenos de cambios de base con los minerales de arcilla de los suelos y sedimentos de las aguas dulces. El resultado de estos cambios de base respecto al sodio y al potasio tiende a que la proporción final de estos cationes sea favorable al primero por la mayor retención del potasio en las arcillas.

• CALCIO

En los lagos con intensa actividad fotosintética en que existe una fuerte demanda de CO_2 y HCO_3^- es frecuente encontrar intensas precipitaciones de Calcita que en ciertos casos pueden dar lugar a la formación de depósitos de marga de varios metros de espesor constituidos por CaCO_3 en un 90-95% y en los que un aporte estimable también es debido a los caparazones de ciertos moluscos de agua dulce tales como los del género *Valvata* y *Limnaea* en los lagos alpinos y *Dreissensia* en los bálticos.

También es frecuente encontrar en la zona litoral de este tipo de lagos plantas sumergidas del género *Potamogeton* y *Elodea* con la parte superior de sus hojas cubiertas por depósitos calcáreos derivados de la precipitación de CaCO_3 como consecuencia de los procesos fotosintéticos.

DEBYSER (1959) cita también un estado amorfo de CO_3Ca resultante de la actividad bacteriana.

La solubilidad de las sales cálcicas, de mayor a menos es:

Cloruros-Sulfatos-Carbonatos, ocupando los fosfatos un lugar especial por su diferente solubilidad en función de las variaciones del medio.

La disolución del calcio en las aguas a partir de las rocas calcáreas de que forma parte está siempre determinada fundamentalmente por dos parámetros del medio: el pH y el CO_2 "agresivo" que lleva en disolución el agua. Así nos encontramos con una serie de aguas cuyo contenido en calcio puede variar desde una ausencia casi total hasta otras en que se encuentra formando depósitos debido a su estado de sobresaturación.

El calcio, es también uno de los cationes considerados como oligoelementos y que según WALKER (1953) puede ser sustituido a veces por el estroncio. Otro papel interesante que juega el calcio en las aguas, es el de suprimir el efecto tóxico que a veces desarrolla el Manganeseo, siempre que la concentración de Calcio alcance unos determinados valores.

Desde el punto de vista de la productividad, el calcio no es un elemento indispensable ya que como señala PACAUD (1939) ciertos moluscos Calcífobos tales como *Holopodium gibberum* ó *Acanthileberis curvirostris* pueden desarrollarse perfectamente en aguas con un contenido cálcico muy pobre.

Respecto a la tolerancia de los organismos vegetales hacia el calcio, ha podido comprobarse que las llamadas plantas calci-fóbicas de los pantanos realmente no eran seleccionadas directamente por este elemento sino indirectamente por la reacción alcalina siempre asociada al contenido cálcico de las aguas naturales.

MEVIUS (1924) indicó que a nivel fisiológico lo que ocurría en los organismos que manifiestan "alcalifobia" cuando están en un medio que no es lo suficientemente ácido es que se produce un aumento de la permeabilidad celular con el riesgo evidente de que la célula resulte dañada a consecuencia del aumento de la concentración salina en su interior.

• MAGNESIO

El magnesio suele ser normalmente desde un punto de vista cuantitativo el segundo, después del calcio, de los cationes alcalinoterreros presentes en las aguas interiores.

La solubilidad de sus bases y sales es contraria a las respectivas del calcio ya que si el CO_3Mg es más soluble que el CO_3Ca , la base de este elemento lo es más que la del magnesio. Debido a esta mayor solubilidad del MgCO_3 , en las aguas en que se desarrolla una intensa actividad fotosintética precipita mucho antes el carbonato cálcico.

Si hacemos excepción de las áreas dolomíticas, el carbonato de magnesio difícilmente sobrepasa el 20% de los carbonatos totales.

En las aguas ricas en carbonatos, en que tanto el calcio como el magnesio están presentes, se producirá un enriquecimiento en magnesio a consecuencia de la evaporación como consecuencia de la precipitación más rápida del CaCO_3 . Este enriquecimiento en Mg puede llevar consigo modificaciones en la composición de los organismos acuáticos que proliferan en el seno de estas aguas. La sal magnésica que precipitará en un estado avanzado del periodo de evaporación parece ser que es la denominada Hidromagnesita, cuya formula es: $(\text{CO}_3)_3(\text{OH})_2\text{Mg}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$.

Un ejemplo que puede ilustrar perfectamente la distinta distribución de calcio y magnesio en un lago en función de su grado diferente de solubilidad, es el debido a JUDAY y BIRGE (1938) en el lago Mendota, rico en $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$. En efecto, si la relación Ca:Mg en el agua es 0'6:1, en los sedimentos es 11:1, por la mayor solubilidad del MgCO_3 , y sobre las hojas de Potamegeton aún mayor; 36:1.

Normalmente, en los lagos con una fuerte concentración salina que se encuentran en un periodo avanzado de su historia predominan los cationes Mg y Na. Debido a la mayor solubilidad de las sales magnésicas que las sódicas, puede darse el caso de aguas sumamente enriquecidas en sales del primer tipo, tal y como sucede en el Mar Muerto por ejemplo.

Desde un punto de vista biológico, el Mg es un oligoelemento esencial por formar parte de la molécula de clorofila así como por controlar, juntamente con el Ca, el desarrollo de los vegetales. Además de la relación Ca:Mg citada, es de sumo interés la formada por iones alcalinoterreos bivalentes/iones alcalinos monovalentes, debido a que la disponibilidad del Mg está controlada por la presencia más o menos abundante del ión sodio (LEEPER, 1952 y PROVASOLI, 1954).

Aunque el Mg normalmente está en cantidad suficiente en las aguas como para no constituir un factor limitante, GOLDMAN (1961) cita el caso del Brooks Lake en Alaska en que llegó a limitar la producción fotosintética.

Por último, elevadas concentraciones de Mg en las aguas pueden resultar tóxicas para las algas sobre todo si el ión potasio también está presente. Debido al papel activo que juega el Mg en la biología de los lagos, no será raro encontrar en estos una estratificación biogénica de este elemento que en ocasiones puede ser extensible también al ión potasio, participe igualmente en importantes procesos vitales.

• SODIO

Está presente en todas las aguas formando parte de carbonatos, sulfatos y cloruros, siendo especialmente abundante en las salobres.

En los lagos situados en regiones cuyos suelos están formados principalmente por rocas sedimentarias de tipo calizo, con posible existencia también de calizas dolomíticas, como en el caso de los lagos alpinos de Europa Central, es frecuente encontrar bajas concentraciones de Sodio frente a las más altas de Mg y Ca. El tipo de suelo descrito anteriormente puede encontrarse en ciertas zonas montañosas de la era terciaria que en general presentarán proporciones catiónicas como las indicadas.

El sodio permite sobrevivir a los organismos vegetales en ausencia de potasio, si bien en estas condiciones no son capaces de multiplicarse.

RITCHER (1906), JONES y col. (1967) indican la importancia que tiene la existencia de sodio en las aguas en que se desarrollan poblaciones de diatomeas, debido a la necesidad que tienen de este elemento para la formación de sus frústulos.

En los lagos que se encuentran en un avanzado estado de concentración salina, los cationes Na y Mg son los dominantes.

• POTASIO

El potasio es también otro de los cationes considerados como oligoelementos.

El papel activo jugado por este catión en determinados fenómenos biológicos ha sido constatado en ciertos casos, de los cuales exponemos a continuación alguno de los más importantes:

SCOTT (1943) observó que la clorofita *Chlorella pyrenoidosa* cesa su división en las aguas que tienen un contenido pobre de este elemento químico. También es importante su presencia por el hecho de que es un constituyente esencial de los tejidos durante el crecimiento.

La acción tóxica que puede tener el magnesio (constituyente esencial de la molécula de clorofila) cuando está presente en las aguas a elevadas concentraciones, se vé reforzada por la presencia de potasio, si bien ambos cationes normalmente casi nunca rebasan una proporción tal que les confiere carácter de factor limitante.

El requerimiento de potasio por parte de las distintas especies de algas de agua dulce es sumamente variable. Así por ejemplo *Pediastrum boryanum* y *Coccochloris peniocyctis* lo necesitan en cantidades relativamente altas (CHU, 1942 y GERLOFF, 1950) mientras que en general las diatomeas se desarrollan perfectamente en aguas con bajas concentraciones de este elemento.

VOLLENWEIDER (1950) puso de manifiesto una importantísima acción del potasio, junto con los iones Calcio y Magnesio, como es la de intervenir en la producción como un agente de control de la misma, por medio de su acción estimulante sobre el crecimiento cuantitativo y el metabolismo en general de los organismos vegetales. CHU en 1942 indicó también que un exceso de potasio en los medios de cultivo permite a las algas utilizar ventajosamente el magnesio así como ser más tolerantes a fuertes concentraciones del Ca y Mg.

BOONE y BAAS-BECKING (1931) pudieron observar que la eclosión de crustáceos del género *Artemia* estaba inhibida cuando sus huevos estaban en aguas con exceso de potasio.

PIRSON (1939) estableció que el rubidio juega un papel similar al potasio.

Aunque el potasio y el sodio normalmente no rebasan la concentración de unos pocos mg/l en las aguas interiores, en ciertas regiones áridas pueden existir en cantidades tales que llegan a formar depósitos de mirabilita ($\text{SO}_4\text{Na}_2 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) como en la zona litoral del lago Little o en los lagos de Kanem (Tchad).

- ANIONES

. CLORUROS

Desde un punto de vista biológico, hay que decir que el cloro no es un elemento esencial para la vida vegetal. Debido a esto, las diferencias que pueden aparecer en la estratificación de este elemento en lagos o embalses deben ser atribuidas a factores puramente geoquímicos.

Respecto al origen del ión cloruro en las aguas interiores se pueden citar los siguientes:

MACKERETH 1957, señala que los cloruros provienen frecuentemente de las aguas de lluvia, siendo por tanto de origen marino. Este mismo autor indica que este es el caso para las aguas del distrito de lagos ingleses.

Cerca de las costas, las brumas pueden aportar también una cierta cantidad de cloruros bajo la forma de ClNa .

Por otra parte, la concentración de cloruros en aguas interiores puede aumentar por la contribución a dichas aguas de aportes procedentes de la actividad humana (biológica o industrial).

La riqueza del ión cloruro en las excretas, tanto del hombre como de los animales, ha sido evaluada por término medio en más de 5 g/l.

Como ejemplo de la influencia de los vertidos de aguas negras en el contenido de cloruros en el agua, podemos citar los valores medios obtenidos en nueve muestras, tomadas entre el mes de junio de 1972 y mayo de 1973, en los ríos Manzanares, Jarama y Tajo, afectados todos ellos por los vertidos de Madrid.

Cloruros (mg/l)

	<u>Mínimo</u>	<u>Máximo</u>	<u>Media</u>
RIO MANZANARES (Vacía-Madrid)	34	66	54
RIO JARAMA (Pte. de Titulcia)	29	90	59
RIO TAJO (Toledo)	65	125	89

(Datos sacados de la comunicación presentada al V Coloquio de Investigaciones sobre el Agua en San Sebastian, Octubre de 1973, titulada: "Contaminación y autodepuración de los ríos Manzanares, Jarama y Tajo" por el Centro de Investigaciones del Agua).

También hay que tener en consideración como fuente importante del ión cloruro en las aguas interiores no contaminadas por residuos urbanos o industriales, la naturaleza geoquímica de las cuencas de drenaje. Así, la concentración de cloruros suele ser muy baja en las aguas asentadas sobre terrenos que no poseen sedimentos salinos, como pueden ser aquellos formados por rocas igneas o sedimentos de otro tipo diferente a los salinos. A este respecto, CONWAY (1942) supone que los cloruros presentes en las aguas que discurren por terrenos del tipo mencionado anteriormente son de origen atmosférico y en última instancia oceánicos.

Por otra parte, en ciertos casos el contenido de cloruros en las aguas interiores puede provenir del lavado de terrenos salinos de origen marino o bien de las sales contenidas en el suelo que suben a la superficie por capilaridad; este es el caso de algunos lagos de Africa del Norte.

• SULFATOS

La importancia del azufre desde un punto de vista biológico radica en que ciertos aminoácidos tales como la cisteína, cistina y metionina llevan este elemento en su estructura.

Los organismos autótrofos y muchas bacterias heterótrofas, obtienen este elemento a partir de los sulfatos presentes en el medio acuático, los cuales normalmente no suelen actuar como factores limitantes.

A este respecto GOLDMAN y WETZEL (1963) mediante un experimento realizado por ellos, pusieron de manifiesto que si bien el azufre no llega a ser normalmente un factor limitante para el crecimiento del plancton, sí que puede considerársele como un catalizador de reacciones bioquímicas.

El experimento referido, lo llevaron a cabo utilizando agua del lago CREAR (California) observando el crecimiento del fitoplancton al añadir diversas sales nutritivas. De esta forma, pudieron comprobar que si añadían separadamente nitratos (NO_3Na) o sulfatos (SO_4Mg ó SO_4Na_2) el cultivo no experimentaba variación respecto al testigo, pero en cambio la adición conjunta de ambos tipos de sales provocó un crecimiento mayor.

BEAUCHAMP (1953) por su parte hizo la observación de que en algunos lagos con una concentración muy baja de sulfatos, como puede ser el caso del lago Victoria en Africa Central, dichos sulfatos puedan llegar a constituir un factor limitante.

También es interesante mencionar, aunque solo sea brevemente, el papel tan importante que con respecto a los diferentes estados de oxidación-reducción del azufre juegan una serie de bacterias; las conocidas precisamente como "bacterias del azufre". Como ejemplo podemos citar el caso de ciertos lagos eutróficos, fuertemente estratificados, con ausencia completa o casi completa de oxígeno en el hipolimnion donde pueden desarrollarse bacterias sulfatoreductoras, que transforman el sulfato existente en el medio en SH_2 (gas estable solamente en ausencia de oxígeno). Debido a la existencia de otros grupos de bacterias del ciclo del azufre, Athiorhodaceae y Thiorhodaceae fundamentalmente, que realizan los procesos inversos oxidando de nuevo el SH_2 hasta la forma de ión sulfato, es posible que se forme una aguda discontinuidad en la concentración de este ión en la zona de contacto entre el SH_2 y el oxígeno (límite de la zona trofolítica, reducida y trofogénica, oxidada). Un claro ejemplo de estos fenómenos fué citado por OHLE (1954) en el Grosser Plöner See.

• BICARBONATOS Y CARBONATOS

De las dos formas que puede encontrarse el carbono en las aguas interiores, orgánica e inorgánica, sólo nos referiremos a los compuestos inorgánicos, por ser estos los que desempeñan el papel más importante en lo que se refiere al fitoplancton, principal objeto de nuestro estudio.

La importancia biológica del carbono inorgánico radica, tanto en el papel que juega el sistema tampon formado por el ácido carbónico y sus sales y su influencia en las variaciones de pH a las que son extraordinariamente sensibles los organismos integrantes de la comunidad biótica en general, como en que dichos compuestos, principalmente el HCO_3^- , constituyen la principal fuente de carbono para los organismos fitoplanctónicos.

Un resumen de las distintas formas en que se encuentra el gas carbónico en las aguas naturales es el siguiente:

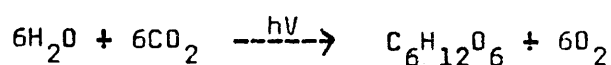
- Acido carbónico combinado, como sal neutra.
- Acido carbónico semicombinado, como sal ácida.
- Acido carbónico agresivo, como ácido libre y reactivo (noción debida a TILLMANS)
- Acido carbónico equilibrante, como ácido libre no reactivo, pero necesario para mantener en solución el ácido carbónico semicombinado.

El equilibrio químico entre las sales de calcio del ácido carbónico viene dado por:



Esta reacción, tiende a desplazarse de izquierda a derecha cuando hay pérdida del CO_2 de equilibrio de tal forma que el CO_2 producido nuevamente permite que se mantenga en solución el bicarbonato.

Para apreciar en sus aspectos fundamentales la interferencia del metabolismo de plantas y animales en el sistema tampon mencionado anteriormente, partiremos del fenómeno de la fotosíntesis, que de forma esquemática puede representarse mediante la siguiente ecuación:

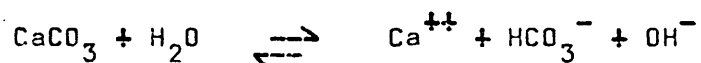


en la que sólo intervienen productos iniciales y finales y donde la liberación de oxígeno se produce a volúmenes iguales que el consumo de CO_2 .

Al producirse el consumo de CO_2 por los organismos fotosintéticos, tiene lugar una precipitación de CaCO_3 , con liberación de CO_2 que restablece el equilibrio nuevamente.

En un principio se creía que las plantas acuáticas únicamente eran capaces de asimilar el carbono inorgánico en forma de CO_2 libre, justificándose la precipitación de CaCO_3 por los mecanismos indicados, pero RUTTNER (1921) señaló que las plantas acuáticas verdaderas tomaban también iones HCO_3^- procedentes de la disolución de bicarbonato cálcico sustituyendo iones OH^- por estos.

Si en un momento determinado se agota la reserva de bicarbonato cálcico, se produce la reacción:



que restituye el ión bicarbonato al medio, para ser utilizado por las plantas, al propio tiempo que se liberan más iones hidroxilo (hidróxido cálcico) que explican el punto final fuertemente alcalino de las aguas en cuyo seno se verifican este conjunto de reacciones.

Lo que acabamos de decir respecto a la utilización del ión bicarbonato por las plantas fanerogamas sumergidas y la mayor parte de las algas, debe completarse indicando que no es un fenómeno de carácter general. En efecto; los musgos de agua dulce utilizan CO_2 libre sólo, por lo cual de su actividad no se deriva, ni un aumento sensible de la conductividad eléctrica, ni del pH, que puede mantenerse en valores del orden de 9 (RUTTNER, 1947; STEEMAN-NIELSEN, 1947). También la Rodophyceae de agua dulce *Batrachospermum*, se conduce de modo similar a los musgos acuáticos en cuanto a la utilización de CO_2 libre, por lo que su distribución en las aguas guarda cierto paralelismo con ellas (RUTTNER, 1960).

Otras plantas acuáticas, como la fanerógama *Elodea*, adopta un comportamiento que podríamos considerar de "facultativo" en cuanto a la utilización de la fuente de carbono, ya que es capaz de asimilar, según las circunstancias, tanto el ión bicarbonato como el CO_2 libre.

Otro aspecto a considerar por su gran interés, es el que hace referencia a la distribución en profundidad del carbono inorgánico y como consecuencia las variaciones del pH en los lagos. Para poder abordar este fenómeno de la forma más amplia posible, vamos a diferenciar lo que ocurre en el periodo de circulación y en el periodo de estancamiento.

1.- Periodo de circulación

Cuando un lago se encuentra en esta situación, la distribución de CO_2 , bicarbonatos y pH, es homogénea a lo largo de toda la columna de agua, de superficie a fondo, debido a la mezcla de toda la masa de agua.

En la zona litoral, durante el día, debido a la actividad de las plantas acuáticas enraizadas y algas microscópicas, consumidoras de CO_2 y HCO_3^- , pueden consignarse las siguientes alteraciones:

- Reducción del CO_2 libre
- Reducción de bicarbonato cálcico (por precipitación de CaCO_3)
- Aumento del pH
- En lagos poco profundos con abundante desarrollo de vegetación subacuática, el fuerte consumo de bicarbonatos puede provocar la liberación al medio de altas concentraciones de hidróxido con elevaciones de pH que pueden llegar a valores de 11.

Por la noche, se produce el fenómeno inverso al que tiene lugar durante el día, ya que se consume oxígeno y se libera CO_2 como consecuencia de los procesos respiratorios de plantas y animales. La proporción del consumo diurno de CO_2 es superior al liberado durante la noche.

2.- Periodo de estancamiento

Debido a que la relación entre consumo y liberación de CO_2 es favorable al primero, no es raro encontrar al final del periodo de estancamiento de verano en las aguas del epilimnion, un déficit en el contenido de CO_2 con la consiguiente precipitación de carbonato cálcico y elevación del pH. Así pues, podemos decir, que en gene-

ral, el contenido de bicarbonato en la zona trofogénica es siempre menor que en la zona trofolítica, debido a la precipitación de carbonato cálcico.

La precipitación biogénica del carbonato cálcico (MINDER, 1922) es especialmente importante en ciertos lagos, como es el caso de algunos situados en la región alpina, donde se forman depósitos de incluso varios metros de espesor de CaCO_3 casi puro.

También durante el periodo de estancamiento, en la capa de agua próxima a la interfase lodo-agua, es frecuente encontrar una caída en los valores de pH debida a la mayor abundancia en esta zona de CO_2 libre procedente de la actividad bacteriana de los microorganismos que intervienen en los procesos de degradación de la materia orgánica.

- CONDUCTIVIDAD

En relación también con el contenido salino de las aguas, sobre todo cuando tienen una composición relativa constante de cada uno de sus elementos, resultan de gran interés las medidas de conductividad.

La conductividad específica X de un agua se define como la cantidad de electricidad transportada de un electrodo a otro en un segundo de tiempo a través de 1 cm^2 de sección y bajo la caída de potencial de 1 voltio. La conductividad es la inversa de la resistividad ρ es decir $X = \frac{1}{\rho}$. Teniendo en cuenta que la ley de Ohm se puede aplicar, bajo ciertas condiciones, a los electrolitos tendremos que si $R = \frac{1}{S}$ y $X = \frac{1}{\rho}$

$$X = \frac{1}{R} \cdot \frac{1}{S} \quad \text{siendo las unidades de la conductividad específica } X \text{ el } \text{Ohm}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1} \text{ ó bien el } \text{mho} \cdot \text{cm}^{-1}.$$

En aquellos lagos de carácter eutrófico con intensa actividad fotosintética y enriquecimiento progresivo en iones OH^- , como consecuencia del cambio iónico entre el CO_2 y HCO_3^- asimilados y los mencionados hidróxilos, es posible observar un aumento paralelo de la alcalinidad y la conductividad en la zona trofogénica. Es por esto, por lo que variaciones de la conductividad a lo largo de la columna de agua en lagos de las características reseñadas tengan su ex

plicación en fenómenos de carácter biológico fundamentalmente.

Desde un punto de vista global, la SALINIDAD de las aguas interiores representa la concentración de todos los componentes iónicos presentes en ella siendo los principales cuantitativamente Na^+ , K^+ , Mg^{++} , Ca^{++} , $\text{CO}_3^{=}$, $\text{SO}_4^{=}$ y haluros (los bicarbonatos son convertidos en carbonatos). CLARKE (1924) incluye también en su definición de salinidad compuestos del tipo SiO_2 , Al_2O_3 y Fe_2O_3 si bien su contribución en general puede estimarse como pequeña.

CONWAY analizando datos proporcionados por Clarke indica que la salinidad representativa de las aguas que discurren por terrenos de naturaleza ignea puede estimarse en 51 mg/l calificándose igualmente de blandas, en contraposición a las llamadas aguas duras procedentes del drenaje de sedimentos calcáreos.

En aguas con una elevada salinidad de hasta 200 mg/l los iones Ca^{++} , Mg^{++} , $\text{CO}_3^{=}$ y $\text{SO}_4^{=}$ se encuentran en una proporción relativa mayor respecto al resto de los iones. Cuando se producen incrementos estimables en el contenido relativo de sodio y cloruros normalmente son debidos a contaminación humana, al lavado de cuencas salinas, o al vertido de aguas residuales de determinadas industriales tales como heladerías, fábricas de salazones, etc.

AGUESSE (1957) propuso la siguiente clasificación de las aguas continentales, sin comunicación regular con el mar, según su contenido salino:

Aguas Oligohalinas	0'5 - 5	g/l de sales
Aguas Mesohalinas	5 - 16	" " "
Aguas Polihalinas	16 - 40	" " "

Las aguas con un contenido superior al del mar serán Metahalinas.

Otras magnitudes que pueden servir de referencia para los distintos tipos de lagos son (expresados como residuo seco en mg/l):

Lagos bálticos	200 - 400	mg/l
Lagos alpinos	100 - 200	"
Lagos escandinavos	50	"

Desde un punto de vista biológico, las variables concentraciones salinas presentes en los diversos tipos de aguas continentales, es indudable que condicionarán en cierta medida la presencia de determinadas especies en función del carácter, más o menos acusado, estenohalino o eurihalino que posean. Un magnífico ejemplo de lo dicho es el que proporciona THIENEMANN (1913) en las aguas salinas de Westphalia donde a contenidos salinos de hasta el 3% viven 64 especies de animales; del 3 al 10%, 38; del 10 al 16% 12 y del 16 al 20% solamente una especie.

También la estratificación de ciertos elementos químicos en ciertas ocasiones puede ser debida a causas puramente biológicas relacionadas con la actividad de los organismos, en cuyo caso se las denomina estratificaciones químicas biogénicas. A este respecto RUTNER señala que "es completamente imposible comprender la química de un biotipo acuático sin tener en cuenta las relaciones causales en el metabolismo de sus comunidades de organismos".

Respecto a la tolerancia a fuertes variaciones del contenido salino podemos ver el caso concreto de los Cladóceros de entre los cuales LAGERSPETZ (1958) cita el caso de *Daphnia magna*, *D. pulex* y *D. longispina* que pueden colonizar pequeños medios de agua dulce y salada en la costa finlandesa del Báltico.

BEADLE (1957, 1959) explicó por otra parte, que en general la poca capacidad que muestran los organismos dulceacuícolas para colonizar aguas saladas es debida a que dichos organismos han perdido el poder de osmoregulación que caracteriza a los seres marinos.

Por otra parte, en aguas interiores la salinidad suele estar comprendida entre valores de 0'01 a 1'0 g/l. siendo las concentraciones más comunes del orden de 0'1 a 0'5 g/l. si bien en un mismo lago las variaciones tanto espaciales como temporales no suelen rebasar la cifra de 0'1 g/l. que equivaldrá a un cambio de densidad del agua que puede estimarse en 0'00008. Normalmente y teniendo en cuenta la escasa influencia que tienen los cambios del contenido salino en las aguas dulces sobre la densidad del agua, tienen mucha mayor importancia en estos las variaciones de temperatura, si bien BERGER (1955) opina que los debidos a los primeros no deben subestimarse y que en el caso de ciertos lagos salinos la estratificación en capas de diferente densidad y la estabilidad resultante de este hecho muchas veces no pueden explicarse solo por diferencias de temperatura.

PERFILES, EVOLUCION TEMPORAL Y CLASIFICACION DEL EMBALSE POR EL CONTENIDO IONICO DE SUS AGUAS

- CATIONES

En las figuras 15, 16, 17 y 18 se ha representado la evolución temporal de la concentración de clorofila "a" y cada uno de los cationes por separado (Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ y K^+) en el periodo de tiempo comprendido entre septiembre de 1973 y febrero de 1974. Los valores que aparecen en las diferentes gráficas se refieren a valores medios representativos de la zona trofогénica (superficie, 5 y 10 m), deducidos a partir de los que figuran en la tabla final nº. IV.

El objetivo perseguido en la elaboración de las citadas gráficas está encaminado a detectar la posible influencia del fitoplancton sobre las variaciones de los cationes anteriormente mencionados. Bajo este criterio exponemos seguidamente la revisión de cada uno de los cationes y su relación con las respectivas concentraciones de clorofila "a".

• CALCIO (Figura nº. 15)

La gráfica correspondiente a este elemento se diferencia de la del resto de los cationes en que cuando se producen aumentos importantes en la concentración de clorofila "a" ($20'6$ y $21'6 \text{ mg/m}^3$ en octubre de 1973 y febrero de 1974) se producen también paralelamente incrementos en la concentración de calcio, alcanzándose valores comunes de 9 mg/l en los dos meses citados anteriormente.

• MAGNESIO (Figura nº. 16)

Parece evidente por la forma fundamentalmente inversa de esta gráfica, que durante el crecimiento de las poblaciones de fitoplancton se realiza un cierto consumo de magnesio, que se refleja perfectamente en la disminución de este elemento durante el mes de octubre, en que tiene lugar un crecimiento importante de algas ($20'6 \text{ mg/m}^3$ de clorofila "a" y $1'7 \text{ mg/l}$ de Mg^{++}), siendo las diatomeas el grupo dominante.

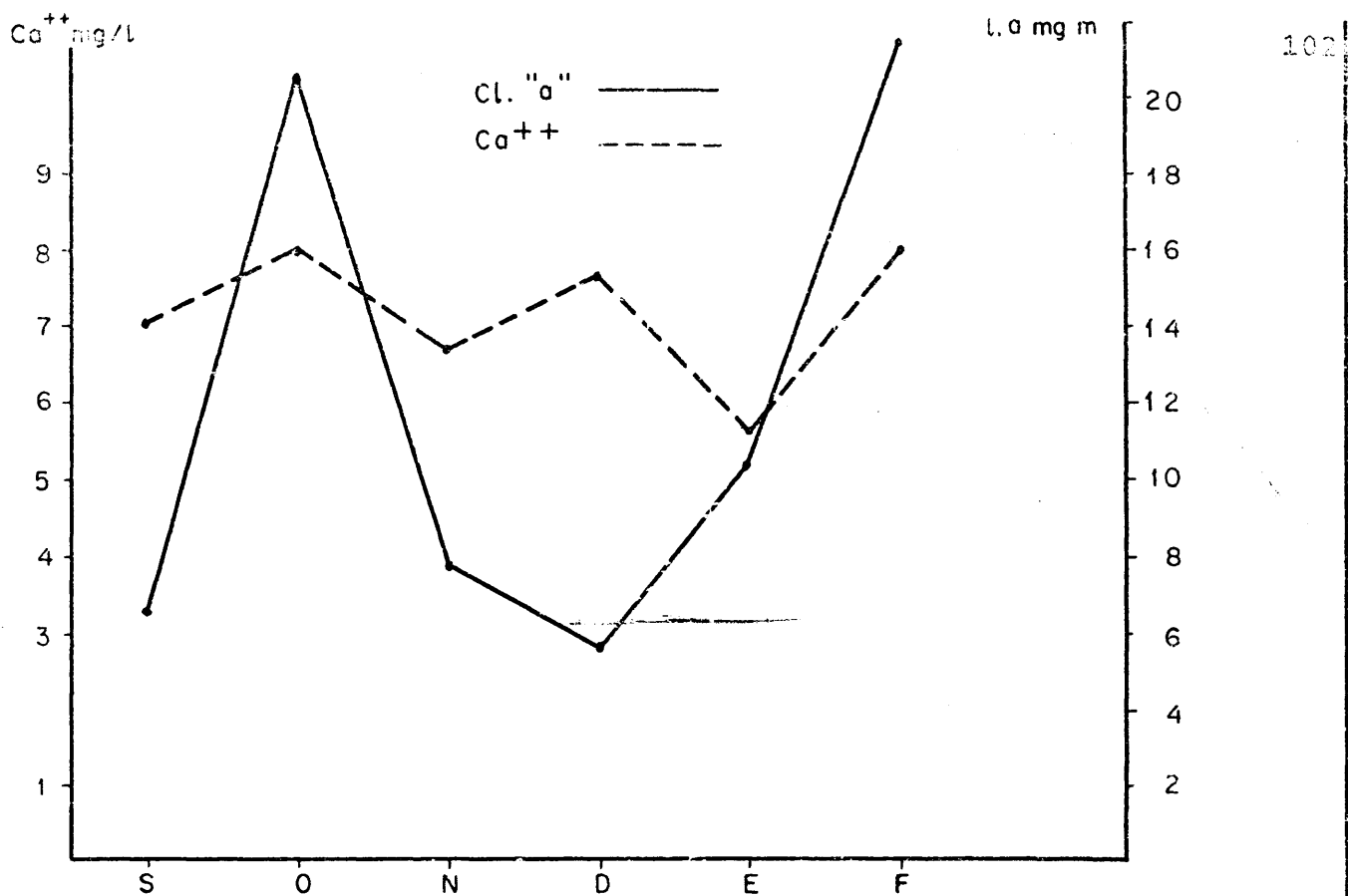


FIGURA N° 15. Evolución en el tiempo del contenido de calcio y clorofila "a" en la zona trofógena.

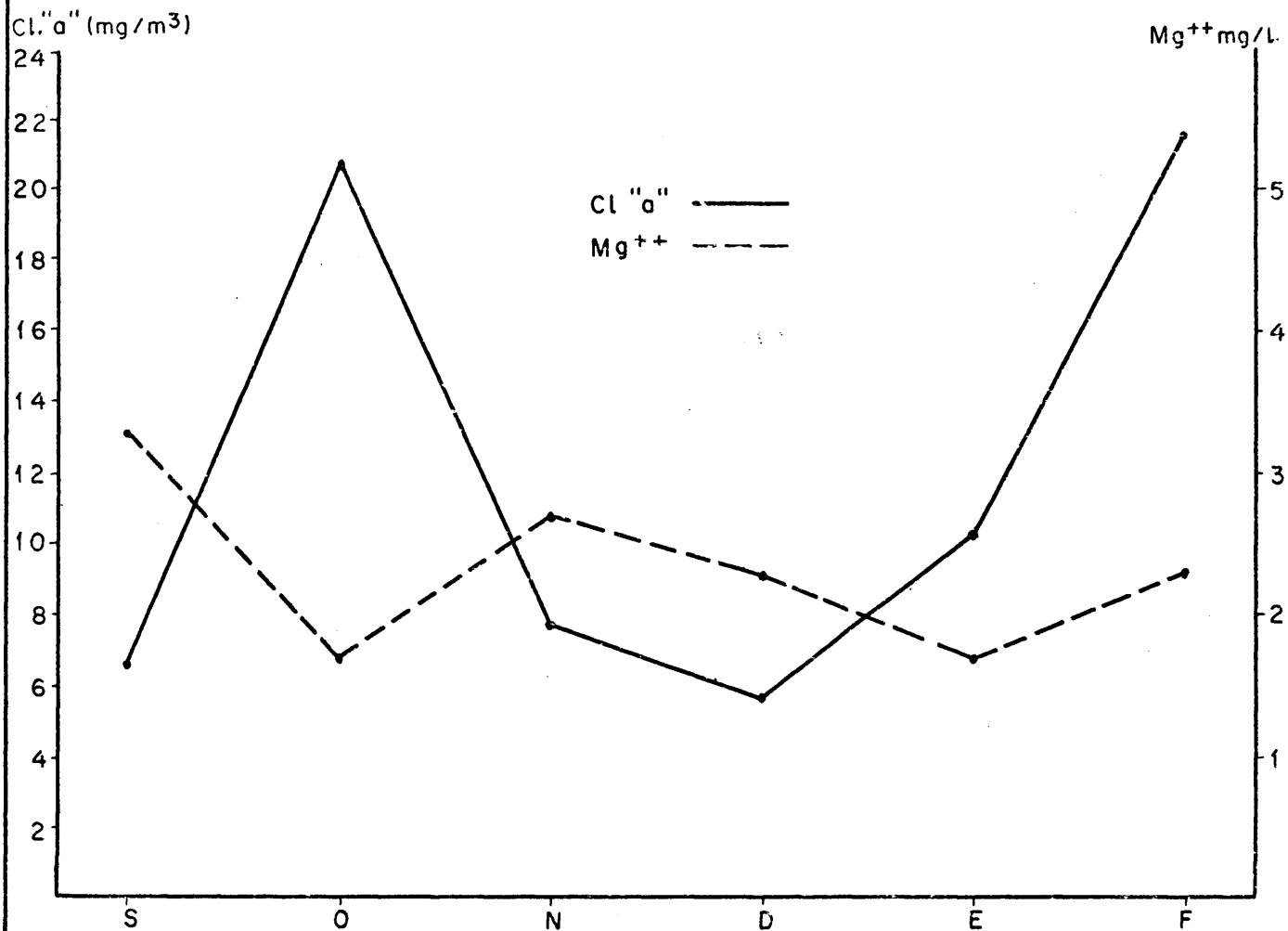


FIGURA N° 16. Evolución en el tiempo del contenido de magnesio y clorofila "a" en la zona trofógena.

• SODIO (Figura nº. 17)

Aunque su valor a lo largo de los meses representados en esta gráfica sufre variaciones poco importantes, sí que pueden observarse pequeñas disminuciones en las épocas en que tiene lugar un crecimiento alto de algas, posiblemente debidas a la necesidad que tienen las diatomeas de este catión para formar sus frústulos tal y como lo indicó RITCHER.(1906) y JONES (1967).

• POTASIO (Figura nº. 18)

Lo más destacable es que la única variación que sufre el contenido de este catión a lo largo de los seis meses representados, es el brusco incremento que experimenta (de 1 a 7'3 mg/l), justamente en el mes de diciembre de 1973, caracterizado por registrar el mínimo de fitoplancton y por iniciarse en él la circulación total a lo largo de toda la columna de agua, una vez que ha desaparecido completamente la débil termoclina del mes anterior situada entre 40 y 50 m.

Por último y como consideración general acerca de los cationes estudiados, parece evidente que al margen de que la variación de algún catión pueda tener en determinadas ocasiones una causa de tipo biogénico, tales variaciones no son en ningún momento lo suficientemente importantes como para que puedan afectar el desarrollo del fitoplancton, sobre todo si tenemos en cuenta el carácter de oligoelemento que tienen dichos cationes.

- ANIONES

• CLORUROS

Se determinó mensualmente la concentración de este elemento químico a 20 m. de profundidad en el periodo de tiempo comprendido entre diciembre de 1972 y febrero de 1974 (excepto agosto de 1973).

Se realizaron perfiles completos desde septiembre de 1973 a febrero de 1974.

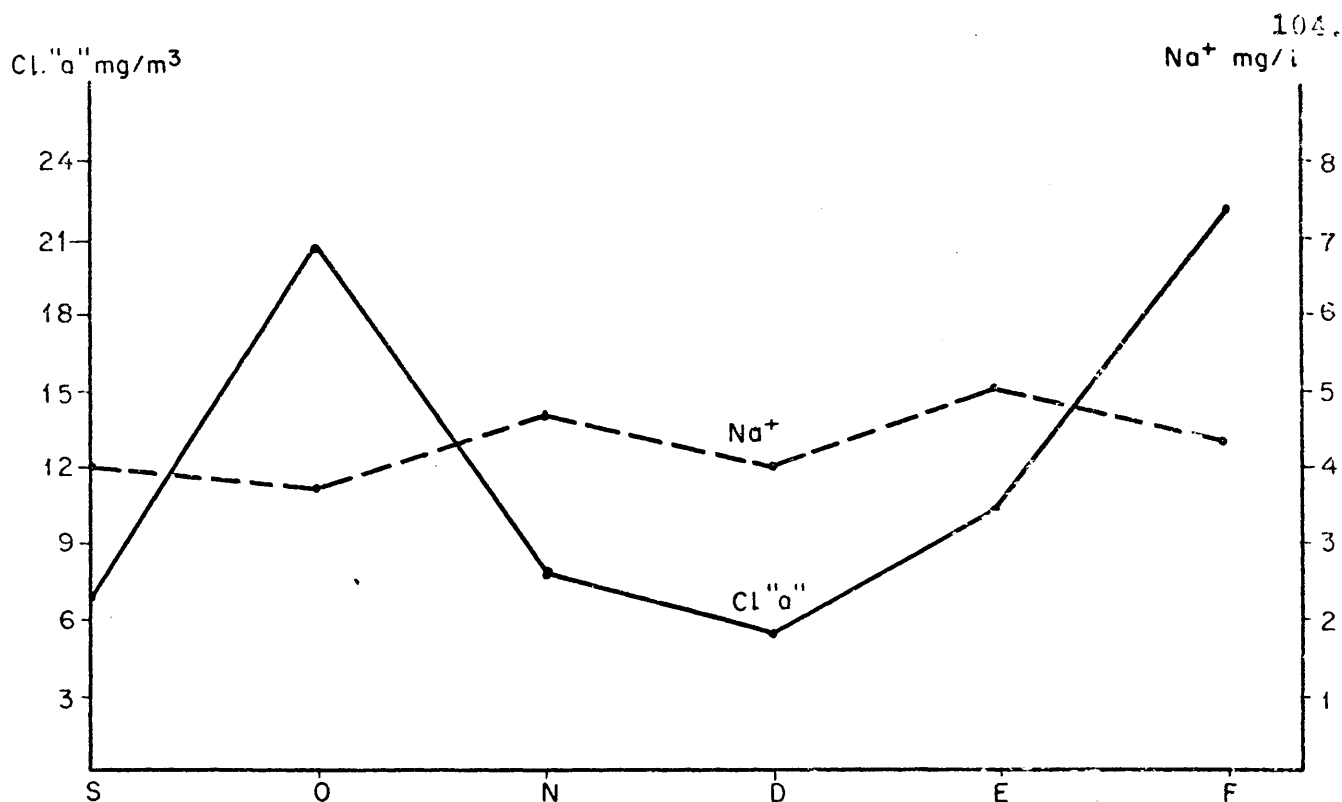


FIGURA N° 17. Evolución en el tiempo del contenido de sodio y clorofila en la zona trofógena.

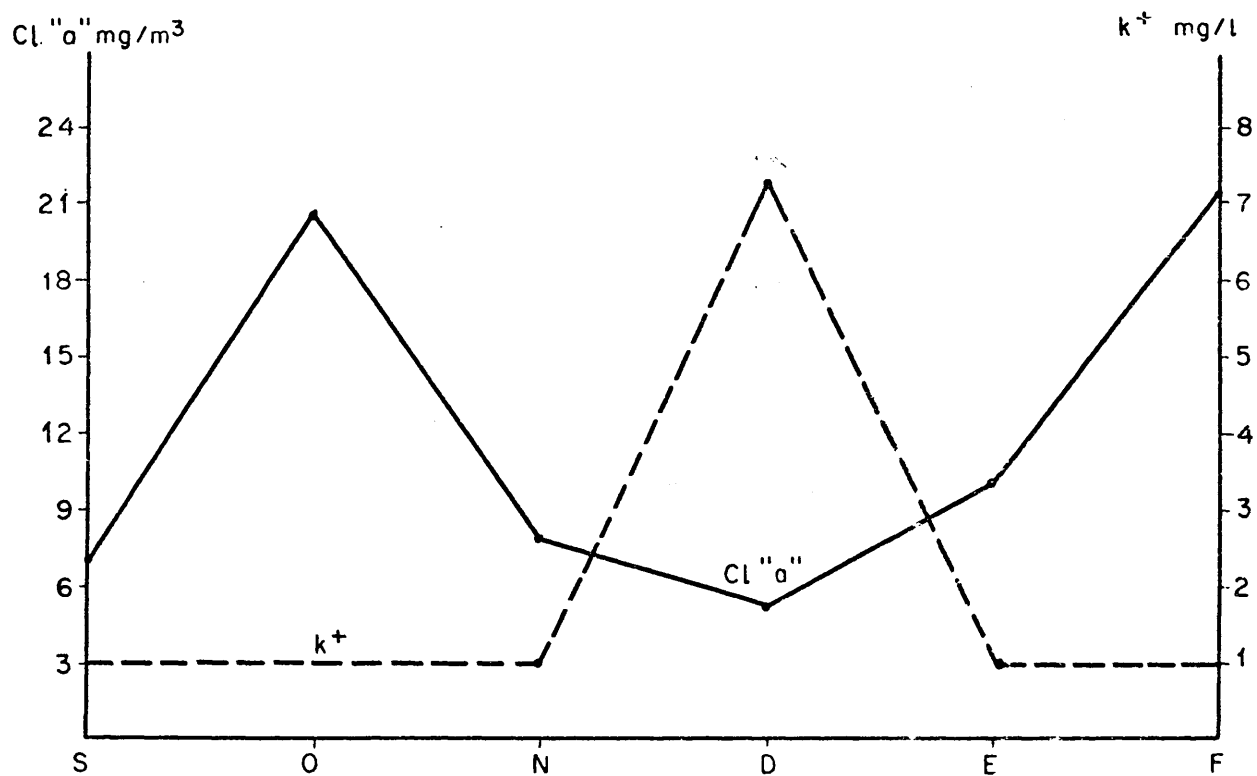


FIGURA 18. Evolución en el tiempo del contenido de potasio y clorofila "a" en la zona trofógena.

El grado de variación del contenido de cloruros, así como su valor medio y desviaciones típicas en aguas de superficie, 20 m. y fondo fué (en mg/l) como indica la tabla nº. 10 deducida de los valores incluidos en la tabla final nº. IV.

TABLA nº. 10

Contenido de cloruros en superficie, 20 m. y fondo

	<u>nº. de</u> <u>muestras</u>	<u>Mínimo</u>	<u>Máximo</u>	<u>Media</u>	<u>S</u>
Superficie	6	2'7	6'0	4'4	1'37
20 m.	13	2'7	8'0	4'6	1'37
Fondo	6	2'0	8'0	4'4	2'05

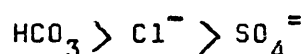
De todos los datos recogidos el mínimo fué 2'0 mg/l (nov. 1973) a 50 m. y el máximo 12'7 (dic. 1973) a 10 m.

En conjunto todos los perfiles muestran una uniformidad de sus valores en torno a una media que puede establecerse aproximadamente alrededor de 4'5 mg/l.

El perfil que registró valores más bajos fué el correspondiente al mes de noviembre de 1973 y los máximos se dieron al mes siguiente (2'9 y 8'0 mg/l. de media respectivamente). Hay que decir que estos dos perfiles corresponden al final del periodo de estancamiento (noviembre) y comienzo del periodo de circulación (diciembre).

En los valores de fondo, lo más destacable es su progresiva disminución durante los últimos meses del periodo de estancamiento de verano (desde 4'8 a 2'0 mg/l. en septiembre y noviembre respectivamente), para después aumentar bruscamente (hasta 8 mg/l.) al mes siguiente, primero del periodo de circulación, si bien el perfil de oxígeno nos muestra que la mezcla de agua aún no se ha realizado por completo.

Respecto a los demás aniones, los cloruros ocupan el segundo lugar, antes de los sulfatos y después de los bicarbonatos.



• SULFATOS

En la tabla nº. 11 figuran los valores mínimo, máximo, medio y desviación típica (S) de la concentración de $\text{SO}_4^{=}$ (en mg/l) en aguas de superficie, 20 m. y fondo, así como la relación $\text{SO}_4:\text{Cl}$.

Los datos que figuran en esta tabla han sido obtenidos a partir de los que figuran en la tabla nº. IV, que corresponde a los muestreos mensuales efectuados desde septiembre de 1973 a febrero de 1974. A la profundidad de 20 m. se dispone de datos mensuales (excepto agosto de 1973) desde diciembre de 1972 hasta febrero de 1974.

TABLA nº. 11

Contenido de sulfatos en superficie, 20 m. y fondo

	<u>nº. de</u> <u>muestras</u>	<u>Mínimo</u>	<u>Máximo</u>	<u>Media</u>	<u>S</u>	<u>$\text{SO}_4^{=}:\text{Cl}^{-}$</u>
Superficie ..	6	9'0	9'5	3'4	3'21	0'78
20 m.	14	0'0	8'5	3'9	2'52	0'81
Fondo	6	0'0	9'5	4'3	3'13	0'81

Los límites en que oscila el contenido de sulfatos en el embalse son ciertamente bajos tanto si tomamos como referencia los valores relativos a otros embalses españoles, como si nos referimos a los datos que la bibliografía general ofrece sobre lagos pertenecientes a distintas partes del mundo.

Respecto a la relación $\text{SO}_4:\text{Cl}$, que en nuestro caso es del orden de 0'8, sólo hemos encontrado en la bibliografía consultada, como valores próximos a este, los citados por OHLE (1934) referentes a lagos del norte de Alemania situados en regiones que presentan un alto contenido de cloruros.

Otro aspecto interesante es el que hace alusión a los perfiles en profundidad del ión sulfato en los que podemos apreciar una serie de variaciones según dicho perfil corresponda, bien al periodo de estancamiento, con condiciones anaerobias en las aguas más profundas del hipolimnion, bien al de circulación con abundante oxígeno disuelto en todas las profundidades.

En la figura nº. 19 (correspondiente al mes de octubre de 1973) en que aparece la termoclina situada entre 40 y 45 m. con un gradiente térmico de $0.9^{\circ}\text{C}/\text{m}$, lo más destacable es la brusca disminución que se observa en el contenido del ión sulfato entre las profundidades de 30 y 40 m, profundidad esta última que marca la separación entre la capa más superficial de la termoclina con el epilimnion.

El fenómeno descrito anteriormente guarda una estrecha relación con la distribución del oxígeno disuelto en profundidad, ya que también entre 30 y 40 m. se produce una brusca disminución de este elemento, condición esta que favorece el desarrollo de bacterias sulfato reductoras cuya actividad puede explicar las variaciones observadas en la distribución en profundidad del ión sulfato.

Fenómenos de este tipo son similares a los observados por OHLE (1954) en el Grosser Plöner See.

Durante el periodo de circulación (figura nº. 20), el aumento de la concentración del ión sulfato en el fondo, que se repite en todos los perfiles con mayor o menor intensidad excepto en el correspondiente al mes de noviembre de 1973, es el fenómeno más destacable.

Con respecto a esto, los experimentos de MORTIMER con lodos del lago Windermere pusieron de manifiesto que la concentración de sulfatos aumentaba en el agua aireada situada sobre un fondo con lodos que tuviera una microzona oxidada en las capas más altas de dicho lodo. Estos experimentos sugieren que el aumento de sulfatos en profundidad puede esperarse incluso durante el periodo de estratificación a condición de que persista la susodicha microzona oxidada. Si esta microzona desaparece, disminuyendo también el potencial redox en la superficie del lodo, puede esperarse también que la concentración de sulfatos en el fondo disminuya.

Es posible según lo dicho, que la disminución en el fondo observada en el perfil de noviembre (0 mg/l de O_2 en el fondo) sea debida a una caída del potencial redox en la interfase lodo-agua.

Por último, en lo que se refiere al papel de los sulfatos como nutrientes, señalaremos que los valores mínimos de la concentración de este ión coincidió en noviembre de 1973 con valores también bajos de la concentración de clorofila "a" (8 - 9 mg/m^3 , frente a 19 - 20 del mes anterior en superficie y 5 m. respectivamente).

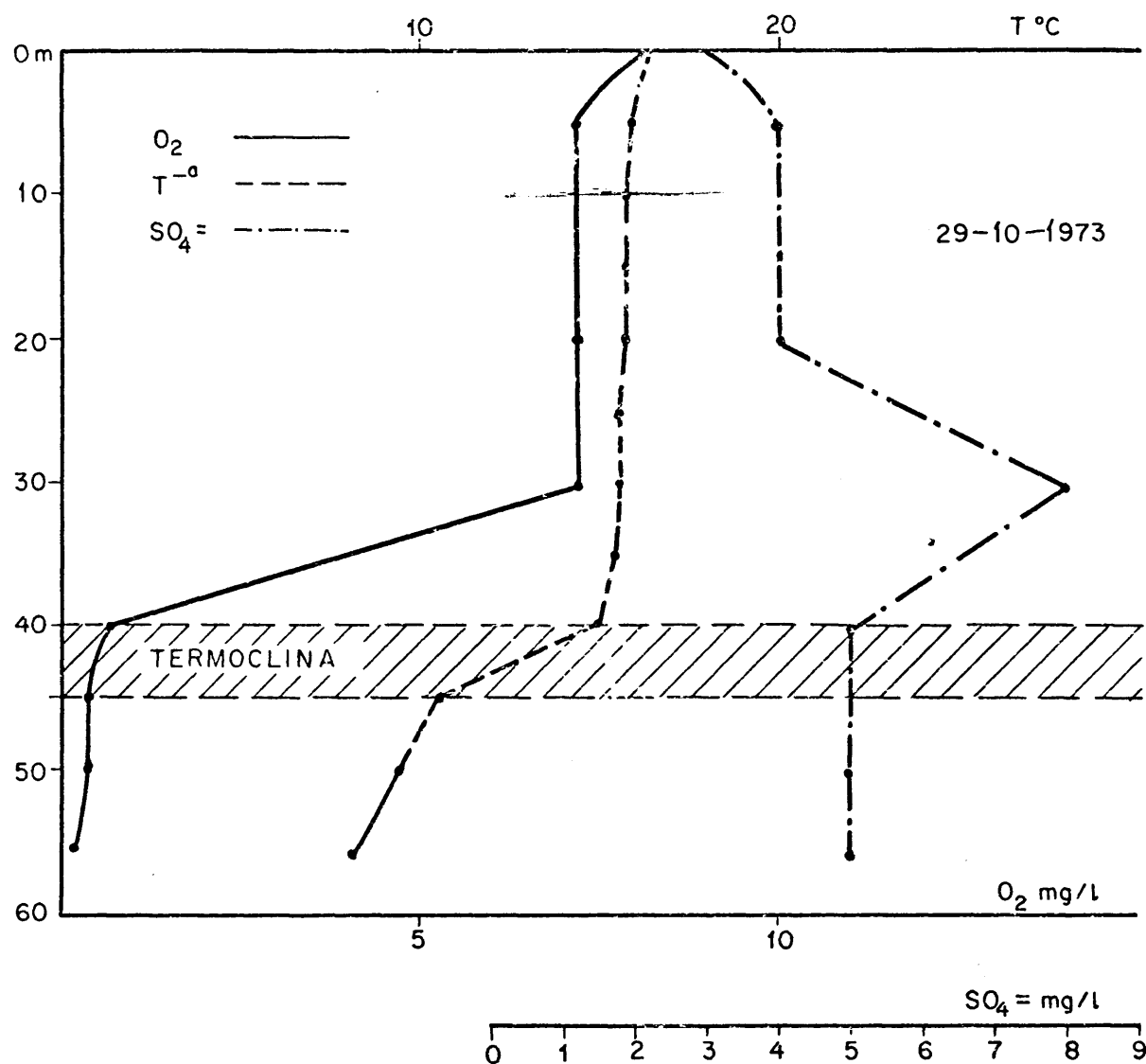


FIGURA N° 19. Perfil en profundidad del ión sulfato durante el periodo de estancamiento de verano otoño.

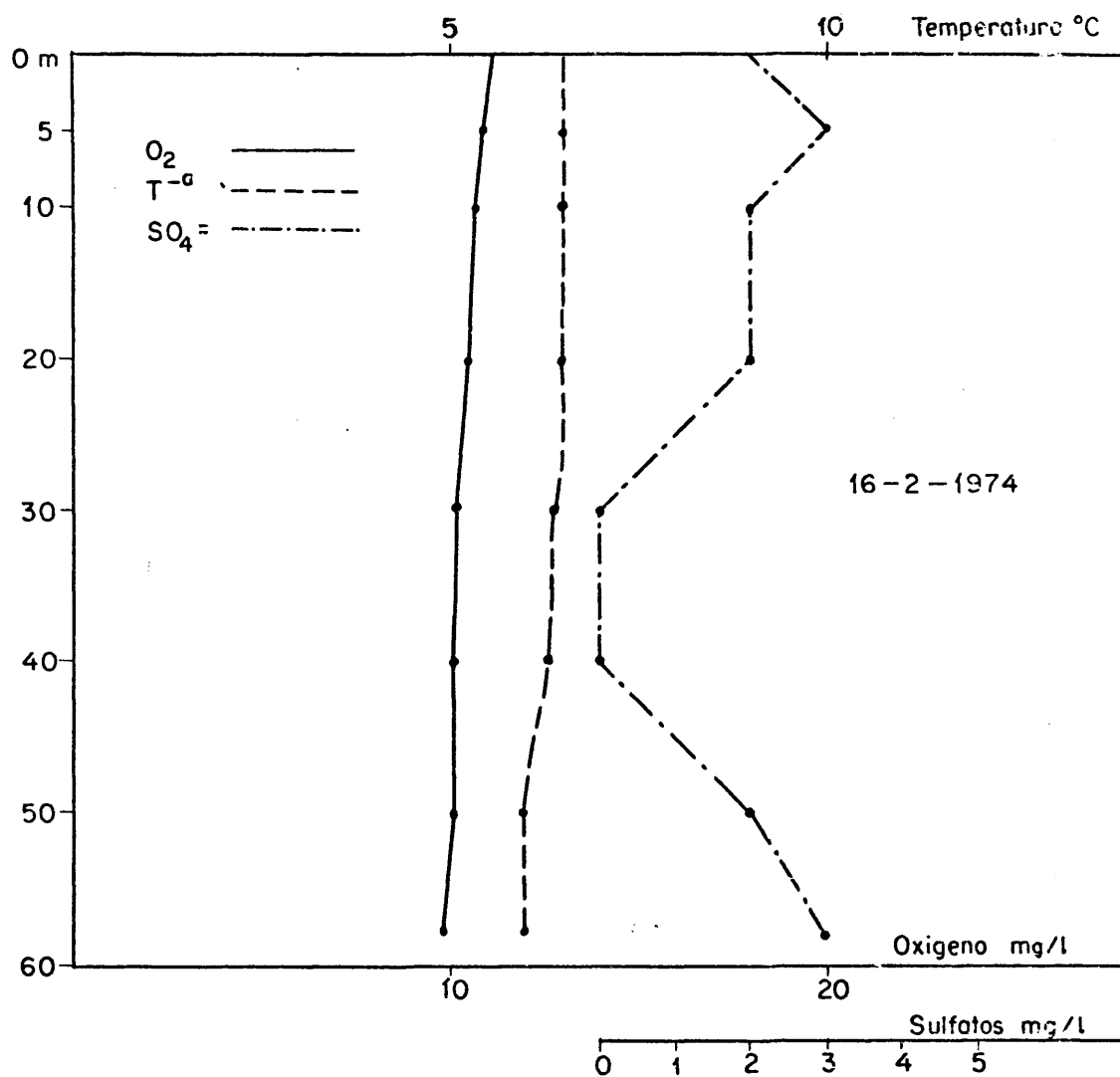


FIGURA n° 20. Perfil en profundidad del ión sulfato durante el periodo de circulación de invierno primavera.

• BICARBONATOS

En la tabla n°. 12 se recogen los valores mínimos, máximos, medios y la desviación típica de las concentraciones de bicarbonatos en mg/l, correspondientes al embalse de San Juan en aguas de superficie, 20 metros y fondo. Los datos a partir de los cuales se han deducido dichos valores figuran en la tabla final n°. IV.

Los muestreos se realizaron mensualmente entre septiembre de 1973 y febrero de 1974 en lo que respecta a los niveles de superficie y fondo.

De 20 metros se dispone de datos desde diciembre de 1972 hasta febrero de 1974 (excepto agosto de 1973).

TABLA n°. 12

Contenido de bicarbonatos en superficie, 20 m. y fondo

	<u>n°. de</u> <u>muestras</u>	<u>Mínimo</u>	<u>Máxima</u>	<u>Media</u>	<u>S</u>
Superficie	6	17'7	50'4	32'3	13'4
20 m.	14	18'9	47'1	31'6	8'1
Fondo	6	23'6	69'3	46'5	18'0

Durante el periodo de estratificación (septiembre-noviembre de 1973), se observa un aumento del contenido de bicarbonatos en las aguas de fondo del hipolimnion, lo cual puede justificarse teniendo en cuenta que en la zona trofогénica habrá un mayor consumo del ión bicarbonato por parte de los organismos fitoplanctónicos, mientras que en la zona trofolítica existirá una liberación abundante de CO₂ por parte de los microorganismos que degradan la materia orgánica sedimentada en la interfase lodo-agua.

También la precipitación de carbonato cálcico, como consecuencia de la actividad fotosintética de las algas puede explicar el enriquecimiento de bicarbonatos en el fondo.

En la figura n°. 21 (correspondiente a septiembre de 1973) se puede apreciar perfectamente el brusco aumento del contenido del ión bicarbonato en el fondo.

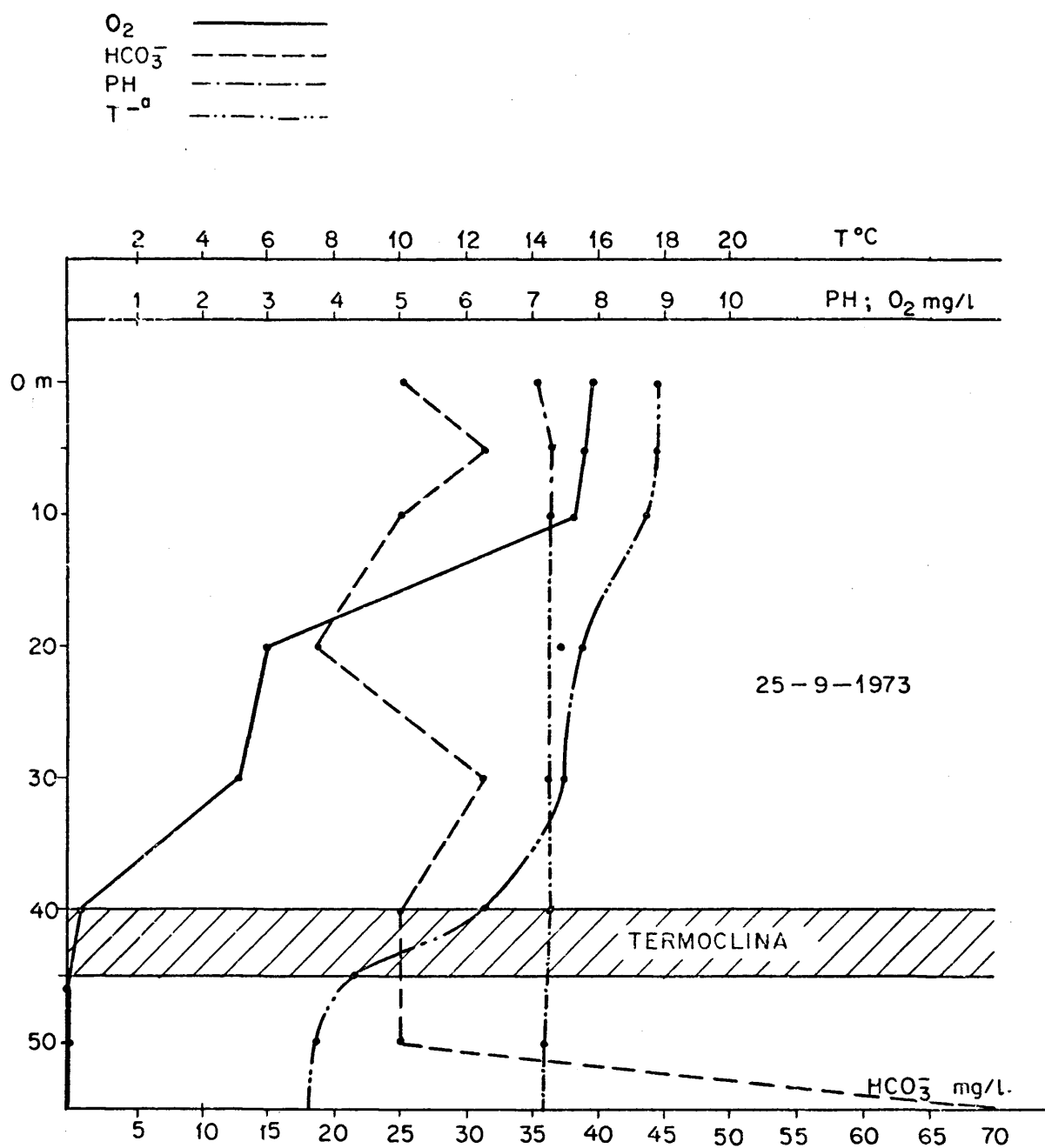


FIGURA N° 21. Perfil en profundidad del ión bicarbonato durante el periodo de estancamiento de verano-otoño.

En el periodo de circulación (diciembre 1973-febrero 1974) se observa una uniformidad casi completa a lo largo de la columna de agua, tanto en los valores de pH como del ión bicarbonato, excepto para estos últimos en el mes de diciembre en que se mantiene la tónica del periodo de estancamiento precedente con valores más altos en las aguas del fondo.

La figura nº. 22 representa la evolución temporal de las concentraciones del ión bicarbonato y de la clorofila "a" en la zona trofónica, observándose un paralelismo casi perfecto entre ambas, indicativo de la estrecha relación existente entre ellos.

• CARBONATOS

La medida de este parámetro se efectuó solamente a la profundidad de 20 m. durante el periodo comprendido entre enero y julio de 1973. A partir de septiembre del mismo año y hasta febrero de 1974 se realizó el perfil completo.

En todas las medidas efectuadas nunca se detectó la presencia de carbonatos en estas aguas, fenómeno lógico si tenemos en cuenta que el valor medio del pH obtenido por nosotros es del orden de 7'7.

• pH

Los perfiles de pH en las aguas del embalse se han medido mensualmente en el intervalo de tiempo comprendido entre noviembre de 1972 y febrero de 1974.

En la tabla nº.13, se exponen los valores mínimo, máximo, medio y las correspondientes desviaciones típicas de este parámetro en las aguas de superficie, 20 m. y fondo.

TABLA nº. 13

Valores de pH en superficie, 20 m. y fondo

	<u>nº. de muestras</u>	<u>Mínimo</u>	<u>Máximo</u>	<u>Media</u>	<u>S</u>
Superficie	16	7'1	9'0	8'1	0'69
20 m.	16	6'8	8'4	7'6	0'39
Fondo	16	6'6	8'2	7'3	0'41

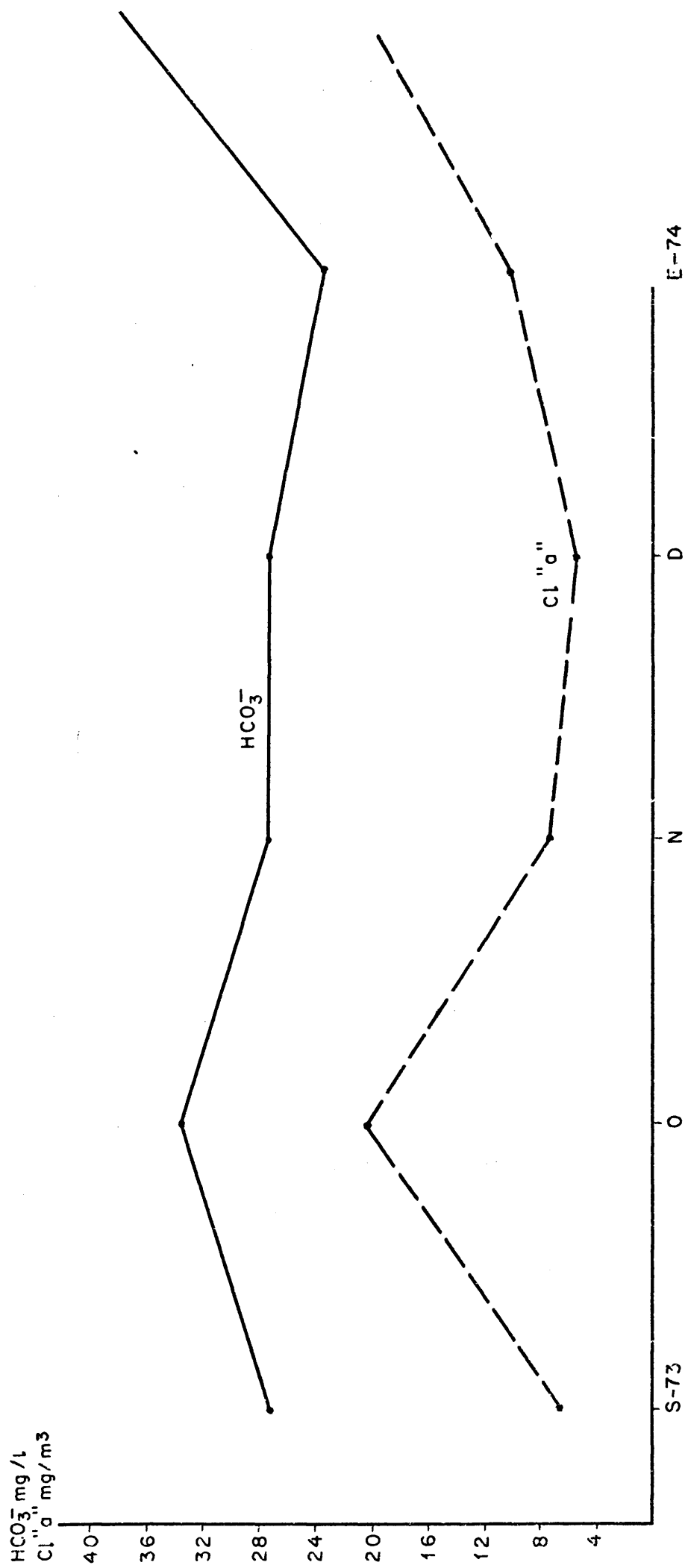


FIGURA N° 22. Evolución en el tiempo del contenido de bicarbonato y clorofila "a" en la zona trofogénica.

De la observación de los datos que figuran en la tabla anterior puede destacarse la disminución paulatina de los valores del pH de superficie a fondo, pudiendo explicarse tal hecho teniendo en cuenta que la actividad fotosintética que tiene lugar en la zona trofogenica tiende a provocar una subida del pH como consecuencia de la eliminación del ion HCO_3^- , mientras que en el fondo, se producen fenómenos contrarios a los de superficie ya que la degradación de materia orgánica sedimentada tenderá a aumentar la concentración de CO_2 y por tanto de ácido carbónico; también contribuye a aumentar la acidez del agua de fondo del embalse la formación de SH_2 durante el periodo de estancamiento y en condiciones de falta de oxígeno disuelto.

Respecto a los periodos de estancamiento y circulación que se producen en el embalse, se aprecia que durante los primeros hay una elevación del pH en superficie, posiblemente relacionado con la actividad fotosintética, mientras que cuando se produce el fenómeno de circulación se tiende a una homogeneización del pH a lo largo de todo el perfil.

. CONDUCTIVIDAD Y RESIDUO SECO A 110°C.

La conductividad, expresada en $\mu\text{mhos/cm}$, fué medida mensualmente, obteniéndose perfiles de dicho parámetro en el periodo de tiempo comprendido entre diciembre de 1972 y febrero de 1974 (excepto agosto de 1974).

El residuo seco a 110°C se obtuvo a la profundidad de 20 m. durante el mismo periodo señalado para la conductividad, realizándose además perfiles completos mensuales entre septiembre de 1973 y febrero de 1974.

Los resultados obtenidos a lo largo de todos los muestreos efectuados pueden verse en la tabla final nº. II.

En conjunto, los valores de la CONDUCTIVIDAD muestran una tendencia clara a agruparse en torno a un valor medio estimado en 61 $\mu\text{mhos.cm}^{-1}$, siendo el máximo y mínimo encontrados 111 (25-IX-75 a 57 m.) y 40 (en la misma fecha a 10 m.) $\mu\text{mhos.cm}^{-1}$ respectivamente.

Calculando el valor medio correspondiente al periodo de circulación (de diciembre de 1972 a abril de 1973) y al de estancamiento

(mayo 1973 a noviembre de 1973) se observa una cifra ligeramente superior durante el segundo periodo citado ($56'2$ y $63'5 \mu\text{mhos.cm}^{-1}$ respectivamente), registrándose los valores más elevados de la conductividad en el fondo del embalse, precisamente al final del periodo de estratificación ($111 \mu\text{mhos.cm}^{-1}$ a 57 m. en septiembre de 1973 y $100 \mu\text{mhos.cm}^{-1}$ a 55 m. de noviembre de 1973).

Las medidas obtenidas en la zona trofogénica (superficie, 5 y 10 m.) y trofolítica (40, 50 m. y fondo) a lo largo de todos los muestreos efectuados exhiben valores muy próximos: $60'3$ y $63'23 \mu\text{mhos.cm}^{-1}$ respectivamente, quizá debido a la compensación existente entre el periodo de circulación y estancamiento en los valores de superficie y fondo.

Respecto al RESIDUO SECO obtenido a 110°C , el valor medio resultante de todos los datos disponibles está situado en 41 mg/l , lo que hace que las aguas de este embalse puedan ser incluidas en el tipo de los lagos escandinavos que muestran valores de este parámetro inferiores a 50 mg/l . También hay que decir, que los valores aquí expuestos del residuo seco son típicos de aguas que discurren por terrenos igneos.

Según la clasificación del Código Alimentario Español (1967) sobre mineralización de las aguas, las del embalse de San Juan pertenecen al tipo de las denominadas OLIGOMETALICAS que son las que poseen hasta 100 mg/l de residuo.

Según la clasificación de las aguas por su contenido salino facilitada por AGUESSE, el valor medio obtenido por nosotros, sitúa a este embalse muy por debajo de las llamadas aguas Oligohalinas con una salinidad comprendida entre 500 y 5000 mg/l .

En los perfiles de este parámetro, se advierte también una mayor concentración en el fondo que en superficie durante el periodo de estancamiento, fenómeno que se prolonga al primer mes de circulación (diciembre de 1973) en que aún no se ha realizado la mezcla completa a lo largo de toda la columna de agua.

La explicación de este fenómeno se deberá a la liberación de sales solubles desde la interfase lodo-agua, debida a los procesos

de mineralización de la materia orgánica depositada en el fondo y sobre la cual actuarán los microorganismos que cierran el ciclo de la materia en los ecosistemas acuáticos.

Respecto a la posible influencia de fenómenos de tipo biológico, tales como la actividad fotosintética del fitoplancton, sobre las variaciones de la conductividad observadas en los diferentes muestreos, hay que señalar que la comparación de valores de clorofila "a" como exponente de la importancia cuantitativa de la biomasa del fitoplancton y los valores de conductividad, medidos ambos en la zona trofогénica (superficie, 5 y 10 m.) no muestran ninguna correlación.

Lo dicho anteriormente también es válido para el residuo seco a 110°C.

• CLASIFICACION DEL EMBALSE DE SAN JUAN POR EL CONTENIDO IONICO DE SUS AGUAS

Para este fin, entre los variados sistemas que existen para clasificar los distintos tipos de aguas continentales según su contenido en aniones y cationes, hemos elegido el propuesto por SHCHUKAREV por parecernos sumamente intuitivo y de gran sencillez en sus cálculos.

El método está basado en la denominación de las aguas por el nombre adjetivo de aquellos iones o cationes que sobrepasan el 25% del total de miliequivalentes aniónicos o catiónicos respectivamente.

Los datos que ofrecemos a continuación en la tabla nº. 14 han sido elaborados a partir de los que figuran en la tabla final nº. IV, habiéndose confeccionado para las aguas de superficie, medias (20 m.) y fondo con el fin de poder apreciar alguna variación entre ellas debido a las diferencias físico-químicas y biológicas existentes en las zonas trofогénica y trofolítica, principalmente durante el periodo de estancamiento.

TABLA n^o. 14

Contenido de aniones y cationes (expresado en m.e.q. %) de las aguas del embalse en superficie, 20 metros y fondo.

	<u>iones</u>	<u>m.e.q.%</u>	
<u>AGUA DE SUPERFICIE</u>	Cl^-	17'1	
	<u>ANIONES</u> $\text{SO}_4^{=}$	9'7	<u>BICARBONATADAS</u>
	HCO_3^-	73'2	
	Ca^{++}	47'2	
	<u>CATIONES</u> Mg^{++}	28'3	<u>CALCIO-MAGNESICAS</u>
	Na^+	20'3	
	K^+	4'1	
	Cl^-	17'7	
	<u>ANIONES</u> $\text{SO}_4^{=}$	9'7	<u>BICARBONATADAS</u>
	HCO_3^-	72'6	
<u>20 METROS</u>	Ca^{++}	47'4	
	<u>CATIONES</u> Mg^{++}	24'9	<u>CALCIO-MAGNESICAS</u>
	Na^+	23'5	
	K^+	4'2	
	Cl^-	12'5	
	<u>ANIONES</u> $\text{SO}_4^{=}$	9'0	<u>BICARBONATADAS</u>
	HCO_3^-	78'5	
	Ca^{++}	46'5	
	<u>CATIONES</u> Mg^{++}	30'4	<u>CALCIO-MAGNESICAS</u>
	Na^+	18'8	
<u>FONDO</u>	K^+	4'3	

A la vista de los resultados que figuran en la presente tabla, podemos concluir que las aguas del embalse de San Juan, a lo largo de toda la columna de agua, pertenecen al tipo de las llamadas BICARBONATADAS CALCIO-MAGNESICAS, no habiéndose observado variaciones destacables entre los tres puntos elegidos a lo largo del perfil.

5.2.4. INDICADORES QUIMICOS DE CONTAMINACION (DBO₅, DQO, DETERGENTES ANIONICOS); PERFILES Y EVOLUCION TEMPORAL EN EL EMBALSE

- D.B.O₅

La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) determinada a los cinco días de incubación, se efectuó mensualmente desde diciembre de 1972 hasta febrero de 1974, excepto en enero y diciembre de 1973.

En la siguiente tabla, n^o. 15, deducida de los datos que figuran en la tabla final n^o. V se expresan los valores mínimos, máximos, medios y desviaciones típicas en superficie, 20 m. y fondo.

TABLA n^o. 15

Niveles de DBO₅ (mg/l de O₂) en superficie, 20 m. y fondo

	<u>n^o. de muestras</u>	<u>Mínimo</u>	<u>Máximo</u>	<u>Media</u>	<u>S</u>
Superficie	13	0	4	1'9	1'04
20 m.	13	1	3	1'8	0'89
Fondo	13	1	6	3'1	1'71

Tanto los valores medios que aparecen en la presente tabla como la media general obtenida a partir de todos los datos que poseemos (2'1 mg/l) nos indican que las aguas del embalse de San Juan tienen un bajo contenido de materia orgánica que queda reflejado perfectamente tanto en la escasa demanda bioquímica de oxígeno existente como en los valores pequeños de DQO medidos.

Si tomamos como referencia los valores de DBO₅ y DQO que se consideran como definitorios de las diversas zonas existentes en el sistema de los saprobios, propuesto por KOLKWITZ y MARSSON (1909), vemos, que los valores medios totales de DBO₅ y DQO (2'1 y 3'3 mg/l respectivamente) caen dentro de los intervalos correspondientes a la denominada zona de los Oligosaprobios (1 a 3 mg/l para la DBO₅ y 5 a 12 mg/l. para la DQO).

Respecto a los valores de DBO₅ que figuran en la tabla n^o. 15 se puede destacar el incremento de los valores máximos y medios que se producen en el fondo.

- D.Q.O.

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) se determinó mensualmente desde noviembre de 1972 hasta febrero de 1974.

En la tabla n°. 16 exponemos valores mínimos, máximos, medios y desviaciones típicas de este parámetro para aguas de superficie, 20 m. y fondo; los datos se han obtenido a partir de la tabla final n°.V.

TABLA n°. 16

Niveles de DQO (mg/l. de O_2) en superficie, 20 m. y fondo

	<u>n°. de</u> <u>muestras</u>	<u>Mínimo</u>	<u>Máximo</u>	<u>Media</u>	<u>S</u>
Superficie	16	2'0	4'4	3'3	0'67
20 m.	16	2'3	4'2	3'2	0'65
Fondo	16	2'7	5'1	3'8	0'83

La observación de los datos de la tabla anterior pone de manifiesto, al igual que ocurría con la DBO_5 , el aumento que tiene lugar en las aguas más profundas, aumento lógico si tenemos en cuenta la materia orgánica depositada y acumulada en el fondo.

- DETERGENTES ANIONICOS

De este parámetro se hicieron perfiles desde enero de 1973 hasta octubre del mismo año, excepto agosto y septiembre, habiéndose detectado ligeras cantidades solo en los muestreos de enero (en todo el perfil) y octubre (a 50 y 57 m.) e indicios en marzo.

Los valores obtenidos oscilan entre 0 y 0'12 mg/l siendo el valor medio de 0'111 mg/l por lo que podemos decir que normalmente las aguas del embalse de San Juan no sufren este tipo de contaminación salvo en alguna ocasión y de forma muy poco importante.

5.3. PARAMETROS BIOLOGICOS

El objetivo fundamental de este apartado consistirá en el estudio, tanto de los organismos planctónicos más representativos de las aguas del embalse, especialmente el fitoplancton, como de bacterias aerobias e indicadoras de contaminación fecal principalmente.

El análisis de los aspectos reseñados anteriormente se hará teniendo en cuenta las características físico-químicas propias del embalse, ya tratadas en los dos apartados anteriores y que a través de su influencia sobre la biocenosis existente en sus aguas limitará y controlará el crecimiento y desarrollo de las distintas poblaciones que la componen.

El estudio del fitoplancton abordará aspectos tales como los que resumidamente se indican en los siguientes puntos:

- . Análisis de pigmentos fotosintéticos (clorofila "a", "b" y "c")
- . Índice D_{430}/D_{665}
- . Relación entre concentración de macronutrientes y clorofila "a"
- . Producción primaria
- . Recuento e identificación de organismos fitoplanctónicos dominantes (también se incluyen recuentos de Rotíferos y Crustáceos sin profundizar en su clasificación por falta de tiempo y medios suficientes)

En todos los puntos señalados anteriormente se estudia tanto la variación en el tiempo, a lo largo de un ciclo anual, como en el espacio, a través de perfiles en profundidad, excepto para la producción primaria que solo se estudia en superficie por las razones que se explicarán en su apartado correspondiente.

Respecto a los "análisis bacteriológicos", se da una visión global de los aspectos más interesantes tratados en limnología sobre este tema, si bien los análisis efectuados por nosotros están orientados exclusivamente a determinar el estado sanitario de las aguas del embalse.

La discusión de los resultados obtenidos en los análisis realizados de pigmentos fotosintéticos, organismos planctónicos dominantes y bacterias, se basará en los datos que figuran en las tablas finales nº. VI, VII y VIII.

A partir de la discusión de los aspectos anteriormente señalados, podremos conocer el nivel de biomasa y producción primaria del fitoplancton, los grupos de algas dominantes y su sucesión en el tiempo, así como el grado de contaminación de las aguas del embalse.

Seguidamente iniciamos la discusión del primer enunciado de este capítulo referente a Pigmentos fotosintéticos y que comprende el estudio de las clorofilas "a", "b" y "c".

5.3.1. PIGMENTOS FOTOSINTETICOS; CLOROFILA "a", "b" y "c": EVOLUCION TEMPORAL EN LAS ZONAS TROFOGENICA Y TROFOLITICA DEL EMBALSE

En primer lugar hay que indicar que de los pigmentos fotosintéticos analizados, la clorofila "a" ofrece un especial interés ya que dicho pigmento es el que ofrece sin duda las máximas garantías para poder efectuar estimaciones de la biomasa del fitoplancton por ser común a todos los tipos de algas existentes, a diferencia de la clorofila "b", que únicamente la poseen Clorofíceas y la clorofila "c" que es propia solamente de Diatomeas y Dinoflagelados.

Seguidamente procedemos a la discusión de los resultados obtenidos acerca de los contenidos de clorofila "a", "b" y "c", basándonos en los datos recogidos mensualmente desde octubre de 1972 hasta febrero de 1974 y que figuran en la tabla final nº. VI.

En dicha discusión se pondrá de manifiesto las diferencias existentes en los contenidos de los tres pigmentos en las zonas trofogénica y trofolítica a lo largo del tiempo, diferencias que quedan reflejadas en la tabla nº. 17 que ofrecemos a continuación y en la que también se incluyen los valores correspondientes al índice D_{430}/D_{665} .

TABLA n°. 17

Evolución temporal de las concentraciones de clorofila "a", "b" y "c" e índice D_{430}/D_{665} en la zona trofогénica (0 - 5 y 10 m.) y trofolítica (40 y 50 m.).

ZONA TROFOGENICA

<u>1.972</u>	<u>Clorofila "a"</u> <u>(mg/m³)</u>	<u>Clorofila "b"</u> <u>(mg/m³)</u>	<u>Clorofila "c"</u> <u>(mg/m³)</u>	<u>D_{430}/D_{665}</u>
Octubre	7'65	0'40	4'74	2'44
Noviembre	17'01	0'55	9'76	2'37
Diciembre	15'93	0'48	8'14	2'45
<u>1.973</u>				
Enero	11'19	0	4'84	1'91
Febrero	17'79	0'65	9'85	2'19
Marzo	17'00	1'35	9'40	2'36
Abril	14'50	0'80	6'48	2'43
Mayo	11'89	0'88	5'27	2'56
Junio	4'03	0'19	0'29	3'28
Julio	7'47	0'11	1'44	2'60
Agosto	9'73	2'56	3'16	2'47
Septiembre	6'56	1'11	1'51	2'53
Octubre	20'59	0'69	9'34	2'35
Noviembre	8'58	0'37	2'81	2'28
Diciembre	5'70	0'34	2'66	2'29
<u>1.974</u>				
Enero	10'35	0'65	4'68	2'34
Febrero	21'62	0'93	5'22	2'08

TABLA n^o. 17 (continuación)ZONA TROFOLITICA

<u>1.972</u>	<u>Clorofila "a"</u> <u>(mg/m³)</u>	<u>Clorofila "b"</u> <u>(mg/m³)</u>	<u>Clorofila "c"</u> <u>(mg/m³)</u>	<u>D₄₃₀/D₆₆₅</u>
Octubre	3'31	0	1'68	1'71
Noviembre	6'64	0	4'00	2'54
Diciembre	8'36	0'70	4'35	2'53
 <u>1.973</u>				
Enero	8'95	0'12	2'40	2'46
Febrero	20'04	0'56	10'17	2'19
Marzo	5'78	0'98	4'02	2'30
Abril	4'81	0'28	2'89	3'33
Mayo	1'95	0'54	1'22	4'93
Junio	0'82	0'04	1'65	3'33
Julio	1'27	0'14	1'20	4'50
Agosto	0'59	0'47	1'26	7'06
Septiembre	0'57	0	0'41	8'11
Octubre	6'80	0'13	2'38	3'43
Noviembre	4'06	0'30	1'81	3'40
Diciembre	2'98	0'32	1'66	3'17
 <u>1.974</u>				
Enero	3'44	0'35	1'66	2'44
Febrero	8'51	0'34	3'54	2'40

Respecto a la evolución temporal de la concentración de clorofila "a" en la zona trofogénica, la figura nº. 23 muestra que las concentraciones más bajas se dan en la estación de verano, con el mínimo en el mes de junio de 1973 ($4'03 \text{ mg/m}^3$). En el resto de las estaciones, se registra en cada una de ellas valores superiores a 15 mg/m^3 , destacando los máximos habidos en octubre de 1973 y febrero de 1974 con $20'6$ y $21'6 \text{ mg/m}^3$ respectivamente y de menor cuantía las de noviembre de 1972 y febrero y marzo de 1973 con $17'0$, $17'8$ y $17'0 \text{ mg/m}^3$ respectivamente.

En la misma gráfica se incluye también la evolución temporal de la clorofila "b" y "c", observándose un marcado paralelismo entre las tres gráficas, fundamentalmente las correspondientes a las clorofilas "a" y "c", cosa lógica por otra parte, si tenemos en cuenta que los organismos fitoplanctónicos dominantes en este embalse son las diatomeas.

Los pequeños valores de clorofila "b" encontrados están confirmados por los recuentos efectuados en los que se evidencia el escaso número de cloroficeas existentes en el embalse.

Respecto a las variaciones en profundidad de clorofila "a", (tabla final nº. VI) se aprecia que durante el otoño, invierno y principio de primavera hay una distribución ciertamente homogénea en los diez primeros metros (zona eufótica) que en los meses de circulación puede llegar incluso a niveles más profundos, como es el caso por ejemplo de los meses de enero y febrero de 1973 (10 y 18 mg/m^3 de media respectivamente) en que se producen valores prácticamente constantes a lo largo de toda la columna de agua. Salvo estas excepciones, la tónica general es un descenso importante a partir de la profundidad indicada de los diez primeros metros (tabla nº. 18).

Desde mediados de primavera y durante el verano, el descenso de la concentración de clorofila "a" a partir del nivel de 10 m. , indicado anteriormente, se produce de forma más brusca y en verano concretamente incluso a partir de 5 m.

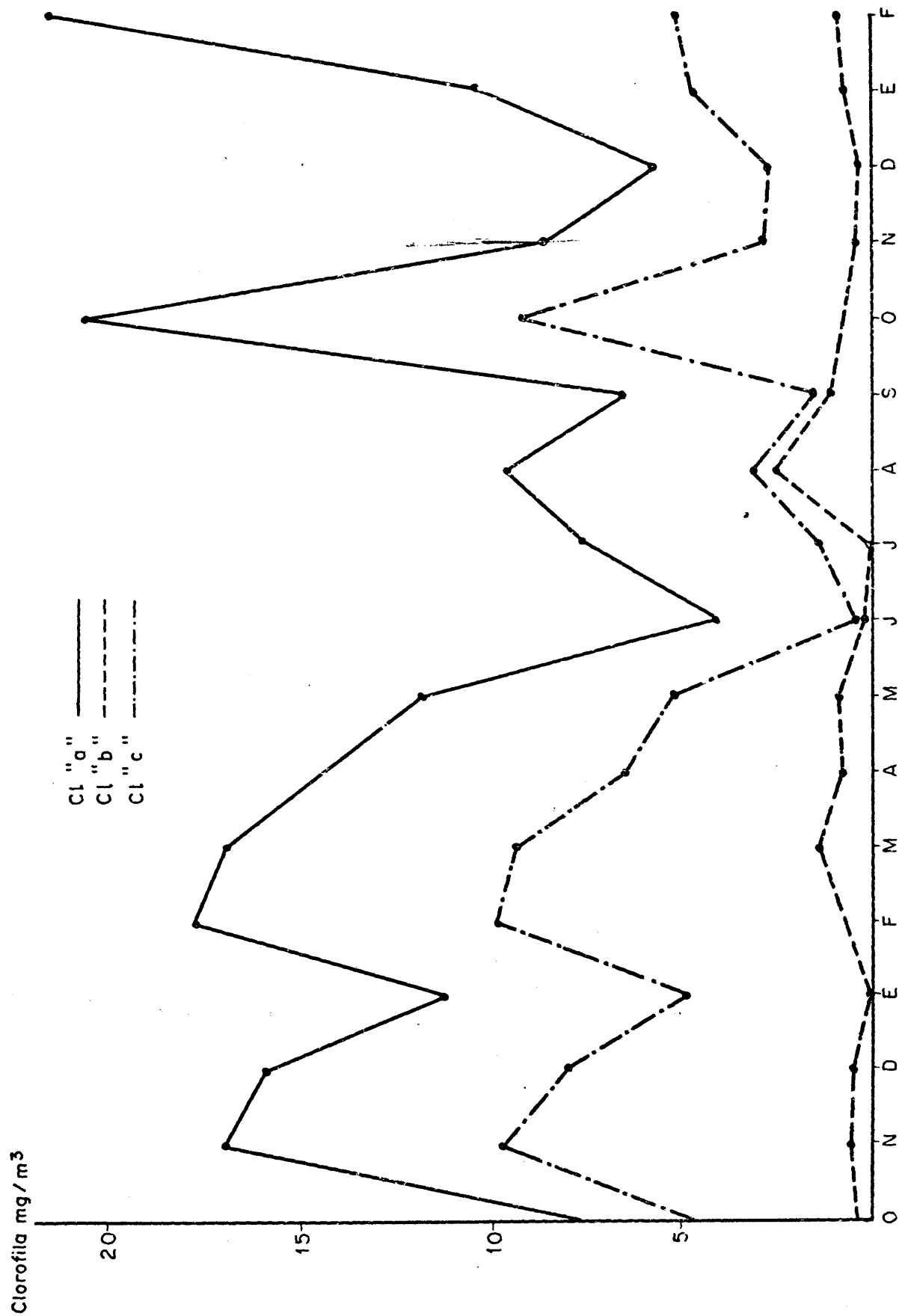


FIGURA N° 23. Evolución en el tiempo del contenido de clorofila "a", "b" y "c" en la zona trofогénica.

TABLA n^o. 18

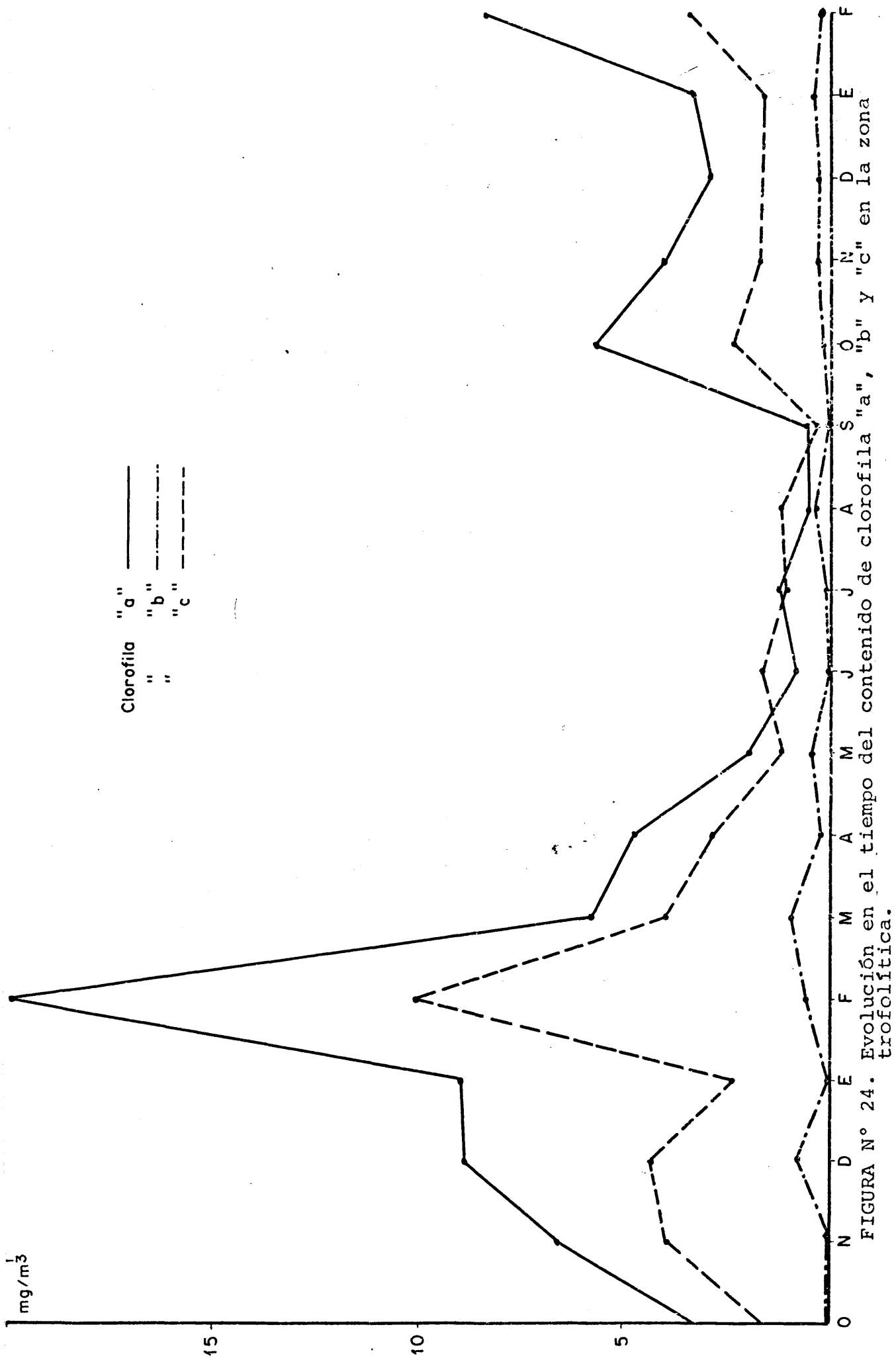
Contenido de clorofila "a" en superficie, 20, 40 y 50 m.

	<u>n^o. de muestras</u>	<u>Mínimo</u>	<u>Máximo</u>	<u>Media</u>	<u>S</u>
Superficie	17	4'90	23'69	13'22	5'41
20 m.	17	0'35	21'96	7'25	6'85
40 m.	16	0'51	20'60	6'22	5'52
50 m.	12	0'51	19'47	4'30	19'23

Las elevadas concentraciones que a veces se registran en el nivel de fondo (tabla final n^o. VI) han de ser consideradas con ciertas reservas, ya que en alguna ocasión resultó inevitable producir una cierta agitación del sedimento, rico en pigmentos detríticos, procedentes de la descomposición de los organismos planctónicos acumulados en el fondo. Es por esta razón también, por la que se ha considerado oportuno no incluir en la zona trofolítica las concentraciones de los diversos tipos de clorofila correspondientes a la profundidad indicada.

La figura n^o. 24 que muestra las variaciones mensuales de los tres tipos de clorofila estudiados en la zona trofolítica, muestra máximos acusados de clorofila "a" y "c" en el mes de febrero de 1973, explicable si tenemos en cuenta la mezcla completa de todas las capas de agua que se produce como consecuencia del periodo de circulación en que se encontraban las aguas del embalse en dicho momento.

Otro hecho destacable, es que durante los meses de verano, los valores de la concentración de clorofila "c" son superiores a los de clorofila "a", siendo probable que tal fenómeno sea debido a la acumulación de pigmentos detríticos en las aguas profundas del hipolimnion, como consecuencia de la intensa actividad bacteriana en los procesos de descomposición de los organismos fitoplanctónicos muertos depositados en el fondo. Un fenómeno de iguales características a éste, lo hemos encontrado también al efectuar análisis de pigmentos en aguas de un río fuertemente contaminado por vertidos de aguas negras así como también en plantas de tratamiento de aguas residuales.



5.3.2. INDICE D_{430}/D_{665} : EVOLUCION TEMPORAL EN LAS ZONAS TROFOGENICA Y TROFOLITICA DEL EMBALSE

El índice D_{430}/D_{665} (Margalef 1960) expresa la relación pigmentos amarillos/pigmentos verdes, correspondiendo las lecturas de absorción a 430 y 665 m μ a los máximos de absorción de los pigmentos clorofílicos y no clorofílicos, por una parte, y a la clorofila "a" por otra.

La información principal que puede aportarnos el índice mencionado se refiere fundamentalmente al estado fisiológico de la comunidad constituida por los organismos fitoplanctónicos. Dicho índice será más elevado a medida que el grado de madurez de la comunidad vaya en aumento, ya que esto está directamente relacionado con la dominancia progresiva de los pigmentos pardos y amarillos sobre los verdes. Este fenómeno, tiene lugar en la comunidad integrada por organismos productores, en los distintos estados de la sucesión ecológica, al producirse en dicha sucesión un incremento paulatino en la concentración de pigmentos de tipo carotenoide sobre pigmentos verdes dominantes en las primeras etapas de desarrollo. Así pues y en definitiva, el índice D_{430}/D_{665} expresa la "calidad" de los pigmentos (M. Nieto Garcia, 1970).

El análisis de los datos obtenidos mensualmente del índice D_{430}/D_{665} , entre octubre de 1972 y febrero de 1974, muestra que en general el valor de dicho índice en la zona trofogénica tiende a disminuir en aquellas ocasiones en que se producen crecimientos importantes de fitoplancton (ver tabla nº. 17), así por ejemplo en febrero de 1974, con ocasión del máximo de clorofila "a" registrado, pueda observarse el valor más bajo de los obtenidos a lo largo de la columna de agua, apreciándose también esta tendencia en los meses de noviembre de 1972, febrero de 1973 y octubre de 1973 en que también se registraron concentraciones elevadas de clorofila "a".

Otra tendencia que se puede apreciar es un cierto aumento del valor del índice a partir de los 10 m, tendencia que suele ser más acusada en los meses en que existe estratificación térmica en el embalse.

TABLA n^o. 19

Valores del índice D_{430}/D_{665} en superficie, 20, 40 m. y fondo

	<u>n^o. de muestras</u>	<u>Mínimo</u>	<u>Máximo</u>	<u>Media</u>	<u>S</u>
Superficie	17	2'05	2'67	2'37	0'15
20 m.	17	2'10	5'50	2'88	0'90
40 m.	15	2'20	16'00	3'88	3'51
Fondo	16	2'19	7'42	3'15	1'31

5.3.3. CORRELACION ENTRE CONCENTRACIONES DE CLOROFILA "a" Y "c" Y MACRONUTRIENTES

Se ha efectuado el cálculo del coeficiente de correlación lineal (R), existente entre las concentraciones de clorofila "a" y "c" y diversos parámetros químicos del medio en la zona trofógena (0, 5 y 10 m), utilizándose para ello los servicios del CENTRO DE CALCULO del C.S.I.C. Los resultados obtenidos fueron:

TABLA n^o. 20

Valores del coeficiente de correlación (R) entre clorofila "a" y "c" y macronutrientes en la zona trofógena

<u>Tipo de clorofila</u>	<u>Nutriente</u>	<u>n^o. muestras</u>	<u>R</u>
Clorofila "a"	P. PO_4^{-3}	24	- 0'17
" "	N. NO_2^{-}	38	- 0'12
" "	N. NO_3^{-}	23	- 0'03
" "	N. NH_4^{+}	38	- 0'12
" "	SiO ₂	35	- 0'27
Clorofila "c"	SiO ₂	35	- 0'32

Como puede observarse en los datos anteriores, la correlación lineal existente es de tipo inverso y muy débil, principalmente la que hace referencia a los nitratos, cuyo valor de -0'03, por su proximidad a cero, induce a pensar en la no existencia de dicho tipo de correlación.

El coeficiente de correlación más alto es el existente entre las concentraciones de sílice y clorofila "c", que resulta ser ligeramente superior al encontrado entre sílice y clorofila "a" ($-0'32$ y $-0'27$ respectivamente).

En general, el orden de los valores obtenidos no permiten extraer, en ningún caso, la conclusión de una relación estrecha de dependencia entre las variables estudiadas.

5.3.4. PRODUCCION PRIMARIA: EVOLUCION TEMPORAL EN LAS AGUAS SUPERFICIALES DEL EMBALSE

Un aspecto importante en cualquier estudio del fitoplancton es evaluar su importancia cuantitativa en un momento dado (Biomasa), sobre todo si tenemos en cuenta la dependencia que el resto de los "eslabones" de la cadena trófica (consumidores y saprofitos) tienen respecto a los organismos productores del fitoplancton que son los que suministran las proteínas, carbohidratos, lípidos, vitaminas y sales minerales a los consumidores primarios. Así pues, el fitoplancton, en tanto en cuanto que está constituido por productores primarios forma la base de la pirámide trófica sobre la que descansan todos los organismos heterótrofos del agua.

Si bien la biomasa del fitoplancton es un dato importante por las razones expuestas anteriormente, el carácter "puntual" de su medida en el tiempo no nos suministra información acerca de aspectos tan importantes como la velocidad de fijación de carbono por los organismos fotosintéticos que componen dicho fitoplancton, aspecto éste para cuya determinación se requieren medidas específicas de Producción Primaria, que nos indicarán la magnitud de fijación de energía radiante, en forma de energía química, por los organismos fotosintéticos.

Respecto al nivel de producción primaria de una masa de agua, hay que decir, que en todo momento estará condicionado por una serie de parámetros de diferente naturaleza tales como su situación geográfica (latitud y altitud), grado de incidencia de energía solar, condiciones físico-químicas del medio y naturaleza del sustrato, etc, todo lo cual a su vez estará condicionado por las características batimétricas, (relación superficie-volumen del embalse) ya que esta relación determina la disponibilidad en energía solar (RUSSELL-HUNTER, V.D., 1970).

También tiene interés el conocimiento de la producción primaria porque a partir de él se puede al menos predeterminar el límite que puede alcanzar la producción secundaria, ya que esta siempre será una fracción de aquella como consecuencia de la disipación de energía que se produce en la transferencia de unos niveles a otros.

En relación a los métodos de medida de la producción primaria en medios acuáticos, hay que decir que fundamentalmente se utilizan los conocidos por "método de la botella clara y oscura" y "método del Carbono 14", indicados en lagos eutróficos el primero y oligotróficos el segundo.

En nuestro caso concreto sin embargo, utilizamos un método indirecto de medida basado en la fórmula propuesta por R. Margalef (1966) y cuyo cálculo está realizado en función del índice D_{430}/D_{665} y de la concentración de clorofila "a".

La formula a que hacemos referencia es:

$$P = 67.7 \times \frac{(D_{665})^{1.343}}{(D_{430})^{0.615}} \quad \text{mg.C/m}^3/\text{h}$$

y es únicamente válida para la superficie del agua.

El cálculo de los valores de producción se realizó mensualmente durante el periodo de tiempo comprendido entre octubre de 1972 y febrero de 1974.

De forma resumida exponemos a continuación (tabla nº. 21) los valores mínimo, máximo, medio y desviación típica de la producción primaria, obtenidos a partir de los datos que figuran en la tabla final nº. VI.

TABLA nº. 21

Valores de producción primaria en superficie

	<u>nº. de</u> <u>muestras</u>	<u>Mínimo</u>	<u>Máximo</u>	<u>Media</u>	<u>S</u>
Superficie	17	3'8	23'2	9'2	4'6

El valor mínimo corresponde al muestreo efectuado en septiembre de 1973 y el máximo al de febrero de 1974.

Las variaciones estacionales medias quedan reflejadas en la siguiente tabla.

TABLA n°. 22

Variaciones estacionales de Producción Primaria en superficie

1.972

OTOÑO	8'5	mg.C/m ³ /h
INVIERNO	8'9	"

1.973

PRIMAVERA	7'9	"
VERANO	6'7	"
OTOÑO	8'5	"
INVIERNO	14'9	"

Un dato interesante es aquel que relaciona los valores de producción primaria con las de concentración de clorofila "a", que como ya se dijo en el apartado correspondiente a este pigmento es el más representativo de la biomasa del fitoplancton.

La importancia del coeficiente obtenido a partir del cociente entre los valores de los parámetros señalados anteriormente expresado como mg.C/mg.Cl"a".h, radica en que dicho índice nos proporciona información acerca de la EFICIENCIA FOTOSINTETICA del fitoplancton, ya que viene a expresar la producción por unidad de clorofila.

Los valores de este índice en las distintas estaciones del año, obtenidos a partir de los datos de la tabla final n°. VI, son los que figuran en la siguiente tabla n°. 23.

TABLA n°. 23

Variaciones estacionales de Eficiencia Fotosintética (mg.C/mg.Cl"a".h)
en superficie

1.972

OTOÑO	0'73	mg.C/mg.Cl"a".h
INVIERNO	0'62	"

1.973

PRIMAVERA	0'51	"
VERANO	0'65	"
OTOÑO	0'79	"
INVIERNO	0'96	"

Lo primero que llama la atención de los datos anteriores es que todos ellos son inferiores a la unidad, cuando por ejemplo, SCHINDLER y HOLMGREN (1971), dan valores de 0 a 33 mg.C/mg.Cl"a".h en lagos canadienses.

Los valores ciertamente bajos encontrados por nosotros tienen explicación si tenemos en cuenta que están referidos únicamente a la superficie del agua, donde la incidencia de radiación solar es lógicamente máxima y teniendo en cuenta que un exceso en los niveles de dicha radiación produce efectos inhibitorios en los procesos fotosintéticos, lo que se traducirá en una disminución de la eficiencia fotosintética.

Lo que decimos queda corroborado con los datos obtenidos, ya que las estaciones con un mayor índice de incidencia de radiación solar, primavera y verano, son precisamente las que acusan las tasas más bajas de eficiencia fotosintética, mientras que los niveles más elevados de la misma tienen lugar en invierno, cuando los niveles de radiación son menores y por tanto los correspondientes efectos de inhibición fotosintética.

5.3.5. DATOS SOBRE LAS COMUNIDADES PLANCTONICAS DOMINANTES EN EL EMBALSE

El estudio de las comunidades planctónicas dominantes en el embalse de San Juan abarca el periodo de tiempo correspondiente entre abril de 1973 y enero de 1974 y se refiere fundamentalmente a las comunidades fitoplanctónicas, haciéndose sólo una breve referencia al zooplancton (rotíferos y crustáceos exclusivamente).

Los datos del número de algas por mililitro obtenidos en los recuentos efectuados, complementan los de concentraciones de clorofila, ofreciéndonos ambos tipos de medidas información acerca tanto de la importancia cuantitativa como de la composición de la biomasa del fitoplancton.

- FITOPLANCTON: DISTRIBUCION VERTICAL Y VARIACIONES ESTACIONALES

En la tabla final nº. VII figuran los recuentos efectuados mensualmente, debiendo advertirse que los números que figuran en ella expresan el número de células por mililitro. En el caso de *Melosira* sp., el recuento se hizo tomando como unidad base de medida un filamento de 100 μ de longitud. Cuando aparece un guion, queremos indicar que la especie estaba presente en cantidades inferiores a una célula por mililitro.

En la tabla nº. 24, obtenida a partir de los datos que figuran en la tabla final nº. VII se expresan los valores medios obtenidos a lo largo de toda la columna de agua, del número de células por mililitro de los tres grupos de algas estudiadas (Diatomeas, Clorofitas y Cianofitas).

TABLA nº. 24

Evolución temporal del número de algas (valores medios de toda la columna de agua)

	<u>4-73</u>	<u>5-73</u>	<u>6-73</u>	<u>7-73</u>	<u>8-73</u>	<u>9-73</u>	<u>10-73</u>	<u>11-83</u>	<u>12-73</u>	<u>1-74</u>
<u>DIATOMEAS</u>	1280	330	3	45	20	50	1290	230	440	670
<u>CLOROFITAS</u>	50	0	0	0	1890	260	25	1	1	5
<u>CIANOFITAS</u>	5680	670	1280	3210	8	0	2	0	0	0

En función de estos resultados podemos establecer qué grupos de algas fueron dominantes en las diferentes estaciones del año 1973, lo cual queda reflejado en el siguiente cuadro:

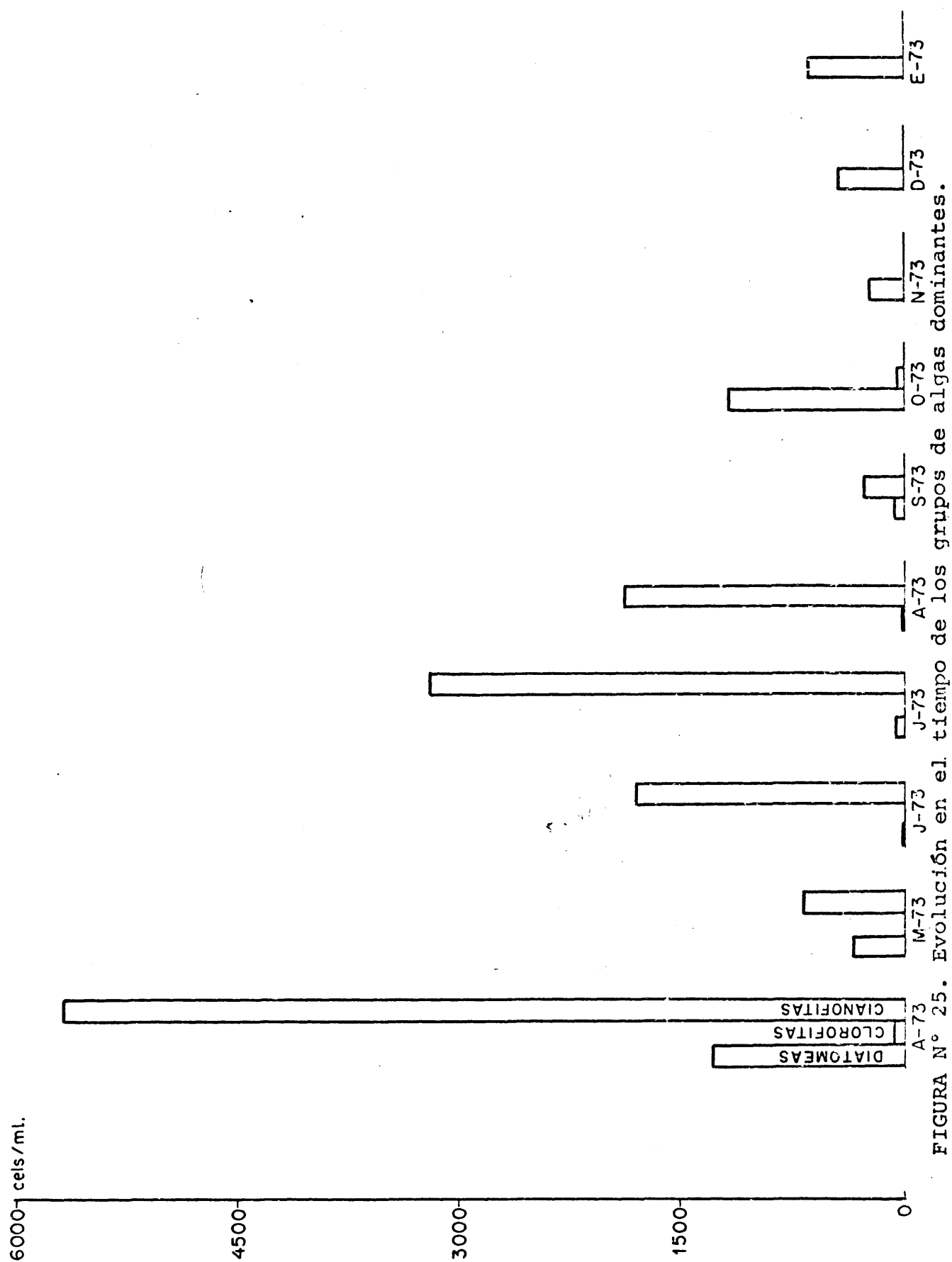
GRUPOS DE ALGAS DOMINANTES EN EL EMBALSE

PRIMAVERA		VERANO		
		1.973		
ABRIL	MAYO	JUNIO	JULIO	AGOSTO
CIANOFITAS	CIANOFITAS	CIANOFITAS	CIANOFITAS	CLOROFITAS
DIATOMEAS	DIATOMEAS		DIATOMEAS	DIATOMEAS
CLOROFITAS				

OTOÑO		INVIERNO		
		1.973		1.974
SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE	ENERO
CLOROFITAS	DIATOMEAS	DIATOMEAS	DIATOMEAS	DIATOMEAS
DIATOMEAS	CLOROFITAS			

La expresión gráfica de lo indicado anteriormente queda también perfectamente recogido en la figura nº. 25.

En general, las Diatomeas representan el grupo de algas cuya presencia se detecta durante un mayor número de meses. Así pues decirse que excepto en la estación de verano y principio de otoño (septiembre 1973) en que su número es escaso, en el resto de los meses representan una parte importante del fitoplancton, dominando claramente desde mediados de otoño (octubre 1973) hasta el último muestreo efectuado en invierno (enero 1974), pudiendo decirse que en el intervalo de tiempo señalado anteriormente existen prácticamente en solitario.



Las Cianofitas fueron el grupo dominante de algas durante los meses de la primavera de 1973 y los dos primeros meses de verano, siendo reemplazadas en agosto y septiembre por algas del tipo Clorofita.

Respecto a las especies dominantes en cada uno de los grupos estudiados, el análisis de la tabla final n^o. VII arroja los siguientes resultados:

. BACILLARIOPHYTA

El genero dominante es sin duda *Melosira*, ya que a lo largo de todos los meses en que se efectuó el muestreo, excepto septiembre en que su número fué prácticamente el mismo que el de *Asterionella formosa* y enero de 1974 en que dominaba esta última especie, el citado genero aportó el mayor número de células por mililitro dentro del conjunto de todas las Diatomeas existentes en el plancton.

Dentro del género *Melosira* se identificaron las siguientes especies: *M. granulata*, *M. islandica*, *M. italica* y *M. nyassensis*.

Asterionella formosa representa, despues del género *Melosira*, la especie más abundante durante los meses de octubre y diciembre de 1973, llegando a ser en septiembre de 1973 y enero de 1974, como ya se indicó anteriormente, numéricamente igual y dominante respectivamente, en relación al género *Melosira*.

Synedra acus ocupó el segundo lugar en importancia, desde un punto de vista cuantitativo, durante los meses de abril y mayo de 1973 y el tercer lugar, despues de *Melosira* y *Asterionella formosa*, durante diciembre de 1973 y enero de 1974.

El resto de las especies que figuran en el grupo de las Diatomeas es poco significativo en lo que se refiere al número en que están presentes. Así, *Fragilaria crotonensis* solamente se detectó en los meses de diciembre de 1973 y enero de 1974 y *Nitzschia palea* y *Nitzschia amphibia* en este último mes.

. CHLOROPHYCEAE

Sólamente tres especies de este grupo aportan prácticamente la totalidad del número de células pertenecientes a él; dichas especies son: *Coelastrum microsporum*, dominantes en agosto y septiembre de 1973,

Actinastrum sp. en abril de 1973 y Chlorella sp. en octubre del mismo año.

El resto de las especies que figuran en este grupo aparecen solo de forma esporádica durante algunos meses y en cantidades pequeñas.

• CYANOPHYCEAE

En este grupo de algas domina prioritariamente la especie Oscillatoria splendida en los meses comprendidos entre abril y agosto (ambos inclusive), es decir, en la mayor parte de primavera y durante todo el verano.

En los meses de mayo y julio, Anabaena flos-aquae ocupa el segundo lugar en importancia. Respecto a Coelosphaerium Kuetzingianum, se registró su presencia, minoritaria, en los meses de junio y julio y de octubre a diciembre, ambos inclusive.

• DINOFLAGELLATAE

La presencia de Dinoflagelados solamente se detectó en julio de 1973 a 5 y 10 m. de profundidad, perteneciendo dichos organismos en su totalidad al género Peridinium.

- ZOOPLANKTON

Respecto al Zooplancton, se ha podido constatar mediante los análisis realizados, que las especies de Rotíferos dominantes fueron:

Keratella cochlearis
Trichocerca longiseta
Polyarthra vulgaris

Los Crustáceos encontrados pertenecían fundamentalmente a los órdenes CLADOCERA y COPEPODA. Entre los primeros, los géneros más abundantes correspondían a Daphnia y Bosmina, mientras que entre los Copepodos el suborden al que pertenecían la mayoría de los individuos encontrados fué CYCLOPOIDA.

5.3.6. ANALISIS BACTERIOLOGICOS: DISTRIBUCION VERTICAL Y VARIACIONES ESTACIONALES EN EL EMBALSE

La determinación cuantitativa de las bacterias que se desarrollan en las aguas superficiales, no es posible realizarla por los procedimientos típicos de cultivo, debido al metabolismo altamente especializado y diversificado de los distintos grupos que componen la totalidad de la flora bacteriana acuática. Así pues, si se utiliza el procedimiento de recuento en placa de las colonias que crecen sobre un medio de agar nutriente específico, cultivado a temperatura ambiente, sólomente contabilizaremos aquella fracción de bacterias que tienen un tipo de metabolismo tal que las permite crecer en dicho medio. Estas bacterias pueden considerarse, en general, como aquellas que intervienen en los procesos de degradación de la materia orgánica y que han llegado al agua a través de la contaminación.

Una alternativa a la determinación del número total de bacterias presentes en una muestra de agua y que supere las limitaciones inherentes a los llamados métodos de cultivo, está representada por los métodos basados en el recuento directo al microscopio de muestras convenientemente teñidas.

Este tipo de técnicas fué descrito por CHOLODNY (1929), el cual utilizaba un método de filtración a través de membrana y puede decirse que básicamente en la actualidad sigue siendo el método empleado por numerosos investigadores. También ofrece interés el método debido a KUZNETSOV y KARZINKIN (1930) y que consiste en evaporar al vacío la muestra de agua hasta aproximadamente la décima parte de su volumen original, para posteriormente colocar partes alícuotas de la fracción que queda sobre portaobjetos con el fin de proceder al recuento microscópico una vez secadas y teñidas convenientemente. Utilizando este método, BERE (1933) encontró en los lagos de Wisconsin que el número de bacterias era de 20 a 335 veces superior a cuando utilizaba el procedimiento de recuento en placa. También son de interés los datos ofrecidos por KUZNETSOV respecto a la relación existente entre el número de bacterias calculado por recuento directo al microscopio y recuento en placa en lagos con distinto grado de contaminación; de esta forma, pudo evidenciar que tal relación variaba de forma inversa al grado de contaminación, encontrando por ejemplo valores que oscilaban desde 18.200 veces mas en el Mausly Lake (no con

taminado) hasta 93 solamente en el efluente de un canal fuertemente contaminado.

La explicación de porqué la citada relación es mucho mayor en lagos no contaminados que en efluentes de aguas negras es sencilla, si se tiene en cuenta que las bacterias verdaderas del agua no prosperarán sobre un medio de cultivo que lleve peptona mientras que las bacterias de la putrefacción si lo harán.

La utilización de medios de cultivo es adecuada en aquellos casos en que lo que se persigue es la identificación y recuento de determinados grupos bacterianos concretos, tales como por ejemplo bacterias sulfato reductoras, nitrificantes, etc., o bien si lo que buscamos son bacterias típicas de contaminación como sería el caso de bacterias coliformes, coliformes fecales, etc.

Si lo que se emplea es un método microscópico para el recuento directo, en algunos casos será también posible la identificación de ciertos ordenes de bacterias que presenten diferencias morfológicas típicas, como es el caso por ejemplo de ciertas bacterias del ciclo del hierro y del azufre.

En aquellos lagos o embalses que presentan periodos de estratificación, el agotamiento progresivo del oxígeno disuelto en las aguas profundas del hipolimnion a lo largo de dichos periodos, obedece a la demanda que de este elemento efectúan las bacterias aerobias y anaerobias facultativas durante su intervención en aquellos procesos de degradación de la materia orgánica que tiene lugar en la superficie del lodo principalmente (COLLINS, 1963). A medida que transcurre el tiempo bajo estas condiciones de estancamiento y con la continua demanda de oxígeno, el hipolimnion puede llegar a una situación límite de anaerobiosis en la cual se producirán cambios significativos e importantes en la constitución de la flora bacteriana, adaptada a las nuevas condiciones creadas en el medio. En estas circunstancias, las bacterias autótrofas sulfato reductoras empiezan a desarrollar plenamente su actividad con el resultado de un progresivo enriquecimiento del contenido de sulfuro de hidrógeno en las aguas profundas hipolimniales donde tal compuesto puede permanecer de forma estable en la ausencia del oxígeno y donde además se producirá la formación de sulfuro ferroso sobre la superficie del lodo. Otro fenómeno que acompañará al descrito anteriormente será la aparición de las llamadas sulfo-

bacterias coloreadas, justo en aquellas zonas de transición marcadas por la posición de la termoclina, en que se ponen en contacto aguas con abundante oxígeno del epilimnion y las más profundas del hipolimnion que carecen de él, a una profundidad tal que la penetración de luz aún es suficiente para que tal tipo de bacterias puedan desarrollar sus mecanismos fotosintéticos. Fenómenos paracidos a estos podrían describirse también para otras bacterias tales como las desnitrificantes, nitrificantes, etc.

En lo que se refiere a las bacterias presentes en el agua como consecuencia de la contaminación y en el caso concreto de las que proceden de vertidos de aguas fecales, es de gran interés constatar el efecto autodepurador que puede ejercer el embalsamiento de este tipo de aguas según el número de días de duración de dicho embalsamiento o periodo de retención.

Así, por ejemplo, FRANKLAND (1896) mostró que en el caso de que se utilizara *Escherichia coli* como índice de contaminación fecal, por lo menos el 90% de reducción de estos microorganismos tenía lugar en un periodo de tiempo de aproximadamente diez días, lo cual tiene un alto interés desde el punto de vista de la mejora de la calidad bacteriológica de las aguas destinadas al consumo humano.

Según lo dicho, un embalse que cediera diariamente por ejemplo del 1 al 2% del volumen de agua embalsada tendría un periodo de retención para sus aguas de 100 ó 50 días, que normalmente pueda considerarse superior al periodo mínimo requerido para reducir sustancialmente el número de organismos fecales indeseables. De esta forma, el embalsamiento del agua puede considerarse como la primera barrera que destruye o elimina una parte importante de bacterias o virus nocivos para la salud pública.

Referente a la clasificación de las aguas superficiales desde un punto de vista sanitario y las consiguientes posibilidades de su utilización para abastecimiento, la Organización Mundial de la Salud (O.M.S.) estableció en 1964 los siguientes criterios:

<u>Clasificación</u>	<u>NMP/100 ml.</u> <u>bacterias coliformes</u>
I) Calidad bacteriológica que no exige más que un simple tratamiento de desinfección	0 - 50
II) Calidad bacteriológica que precisa la aplicación de los métodos habituales de tratamiento (coagulación, filtración, desinfección)	50 - 5000
III) Contaminación intensa que obliga a tratamientos más activos	5000 - 50000
IV) Contaminación muy intensa que hace inaceptable el agua a menos que se recurra a tratamientos especiales; estas fuentes solo se utilizarán en último extremo	más de 50000

DISTRIBUCION VERTICAL Y VARIACIONES ESTACIONALES EN EL EMBALSE

Los análisis bacteriológicos que figuran a continuación se realizaron mensualmente desde noviembre de 1972 hasta febrero de 1974.

La estimación cuantitativa de las bacterias aerobias se efectuó mediante la técnica de recuento en placa de las colonias que crecen sobre un medio de cultivo de agar nutriente durante 48 horas y a 37°C, excepto en los meses de noviembre en que el tiempo de incubación fué de 24 h, diciembre en que se utilizó el medio de cultivo TGE durante 24 h. y enero en que la temperatura de incubación fué de 20°C.

Los valores medios del número de aerobios en 1 ml. agrupados según las diferentes estaciones y a lo largo de la columna de agua se recogen en la siguiente tabla, en la que no figuran los datos correspondientes al invierno de 1972-73 por haberse modificado de un mes a otro la temperatura o el medio de cultivo, etc.

En la tabla nº. 25 que figura a continuación, se incluyen los datos medios estacionales, de toda la columna de agua correspondiente a los diversos grupos bacterianos estudiados.

La tabla nº. 25 se ha obtenido a partir de la tabla final nº.

TABLA n.º. 25

Variaciones estacionales de los diversos grupos bacterianos (valores medios de toda la columna de agua)

BACTERIAS AEROBIAS EN 1 ml.

	1.973			1.974
	<u>PRIMAVERA</u>	<u>VERANO</u>	<u>OTOÑO</u>	<u>INVIERNO</u>
Superficie	530	660	580	920
5 metros	250	2.100	1.500	2.630
10 "	830	2.060	1.550	2.180
20 "	280	2.100	2.570	1.430
30 "	380	2.130	3.000	3.450
40 "	290	2.520	2.150	1.650
50 "	480	2.290	2.080	-
Fondo	310	10.000	7.270	32.200
Medias (excepto fondo) ...	430	1.970	1.920	2.040

COLIFORMES FECALES EN 100 ml.

	1.973				1.974
	<u>INVIERNO</u>	<u>PRIMAVERA</u>	<u>VERANO</u>	<u>OTOÑO</u>	<u>INVIERNO</u>
Superficie	1.600	7	4	1	80
5 metros	1.700	50	5	1	100
10 "	1.800	160	0	1	150
20 "	2.600	160	1	1	710
30 "	3.900	70	0	0	340
40 "	4.300	30	0	0	300
50 "	6.400	20	1	0	-
Fondo	8.700	50	6	1	1.900
Medias (excepto fondo).	3.200	70	2	1	280

ENTEROCOCOS EN 100 ml.

	1.973				1.974
	<u>INVIERNO</u>	<u>PRIMAVERA</u>	<u>VERANO</u>	<u>OTOÑO</u>	<u>INVIERNO</u>
Superficie	490	30	9	3	6
5 metros	290	30	5	4	8
10 "	220	75	0	3	8
20 "	430	60	0	0	50
30 "	470	40	1	1	25
40 "	550	25	0	1	20
50 "	1.040	-	0	0	-
Fondo	810	20	55	1	65
Medias (excepto fondo)..	500	40	2	2	20

COLIFORMES EN 100 ml.

	1.973				1.974
	<u>INVIERNO</u>	<u>PRIMAVERA</u>	<u>VERANO</u>	<u>OTOÑO</u>	<u>INVIERNO</u>
Superficie	3.200	40	20	6	140
5 metros	3.000	130	10	4	240
10 "	2.500	320	5	4	200
20 "	4.950	540	4	3	1.400
30 "	8.400	490	6	2	460
40 "	8.200	110	3	2	570
50 "	11.200	50	5	2	-
Fondo	11.500	110	40	6	2.300
Medias (excepto fondo)..	5.900	240	8	3	500

CLOSTRIDIUM EN 100 ml.

	1.973				1.974
	<u>INVIERNO</u>	<u>PRIMAVERA</u>	<u>VERANO</u>	<u>OTOÑO</u>	<u>INVIERNO</u>
Superficie	110	20	4	1	16
5 metros	210	20	3	0	20
10 "	200	50	2	1	20
20 "	120	40	2	2	60
30 "	90	25	5	3	40
40 "	130	25	2	3	40
50 "	200	18	4	2	-
Fondo	240	50	240	10	70
Medias (excepto fondo)..	150	30	3	2	30

El exámen de los datos que poseemos sobre las bacterias aerobias nos indica que tras registrarse en la primavera de 1973 el contenido mínimo, en las estaciones siguientes, de verano, otoño e invierno, el contenido se eleva en una proporción de aproximadamente cinco veces, manteniéndose este valor de una forma bastante regular a lo largo de las tres estaciones citadas, como puede verse en la tabla nº. 25. También es interesante destacar, tanto la disminución del número de bacterias en la superficie (excepto en la primavera de 1973) debida probablemente a la acción bactericida de las ondas más cortas del espectro solar que llegan a la superficie del agua, como el incremento, en general considerable, del fondo, donde lógicamente debe desarrollarse una abundante flora bacteriana para intervenir en los procesos de degradación de la materia orgánica depositada.

Respecto a los restantes análisis efectuados -Coliformes, Coliformes fecales, Enterococos y Clostridium-, puede observarse en todos ellos que los máximos contenidos bacterianos tienen lugar durante la estación de invierno, sobre todo en el de 1973, mientras que los mínimos ocurren sin excepción en las estaciones de verano y otoño, principalmente en la última.

Por el contenido de organismos coliformes, las aguas de este embalse habrían de incluirse, según el criterio de la O.M.S. de 1964, en categorías distintas según la estación del año; así pues, en la estación de invierno cuando tiene lugar la máxima contaminación, estas aguas podrían clasificarse en las categorías III y II según se trate del invierno de 1973 ó 1974 respectivamente y que en el mejor de los casos ya exigirían un tratamiento completo de coagulación, filtración y desinfección. En primavera, con una contaminación que podría considerarse de media respecto al resto de las estaciones, podemos incluir estas aguas en la categoría II, y por último el verano y otoño en la categoría I, cuyo tratamiento exigiría una simple desinfección.

Según lo dicho, merece la pena resaltar el afortunado hecho de que los meses de mínima contaminación coinciden con los de máxima afluencia de público para la práctica de diversos deportes náuticos, pesca, baños, etc.

Otra circunstancia que debe destacarse es la relación directa existente entre los máximos y mínimos de lluvia y los contenidos bacterianos respectivamente. La explicación de este hecho radica en que durante el invierno, época de las lluvias más intensas, se produce el "lavado" de los terrenos colindantes al embalse, fuertemente contaminados por el numeroso público que durante el verano se acerca a sus orillas con fines recreativos; así pues, las primeras aguas de escorrentía llegarán al embalse fuertemente cargadas tanto de bacterias aerobias en general como indicadoras de contaminación fecal (de origen humano y animal).

En la tabla siguiente, nº. 26, se dan los valores estacionales de precipitación total (en mm. de lluvia) y los contenidos bacterianos en la zona trofогénica (superficie, 5 y 10 m.).

TABLA nº. 26

Variaciones estacionales de precipitación total (mm) y contenidos bacterianos en la zona trofогénica

	LLUVIA (mm)	AEROBIOS (x 1 ml)	COLIFORMES (x 100 ml)	COLIFECAL (x 100 ml)	ENTEROCOCOS (x 100 ml)	CLOSTRIDIUM (x 100 ml)
INVIERNO 1972-73	122	-	2.900	1.700	334	174
PRIMAVERA 1973	118	540	163	72	45	30
VERANO 1973	20	1.610	12	3	5	3
OTOÑO 1973	78	1.210	5	1	4	1
INVIERNO 1973-74	98	1.910	193	110	7	19

Por otra parte y a la vista de la expresión gráfica de estos resultados (figuras 26 y 27) podemos resaltar, en definitiva, los siguientes aspectos:

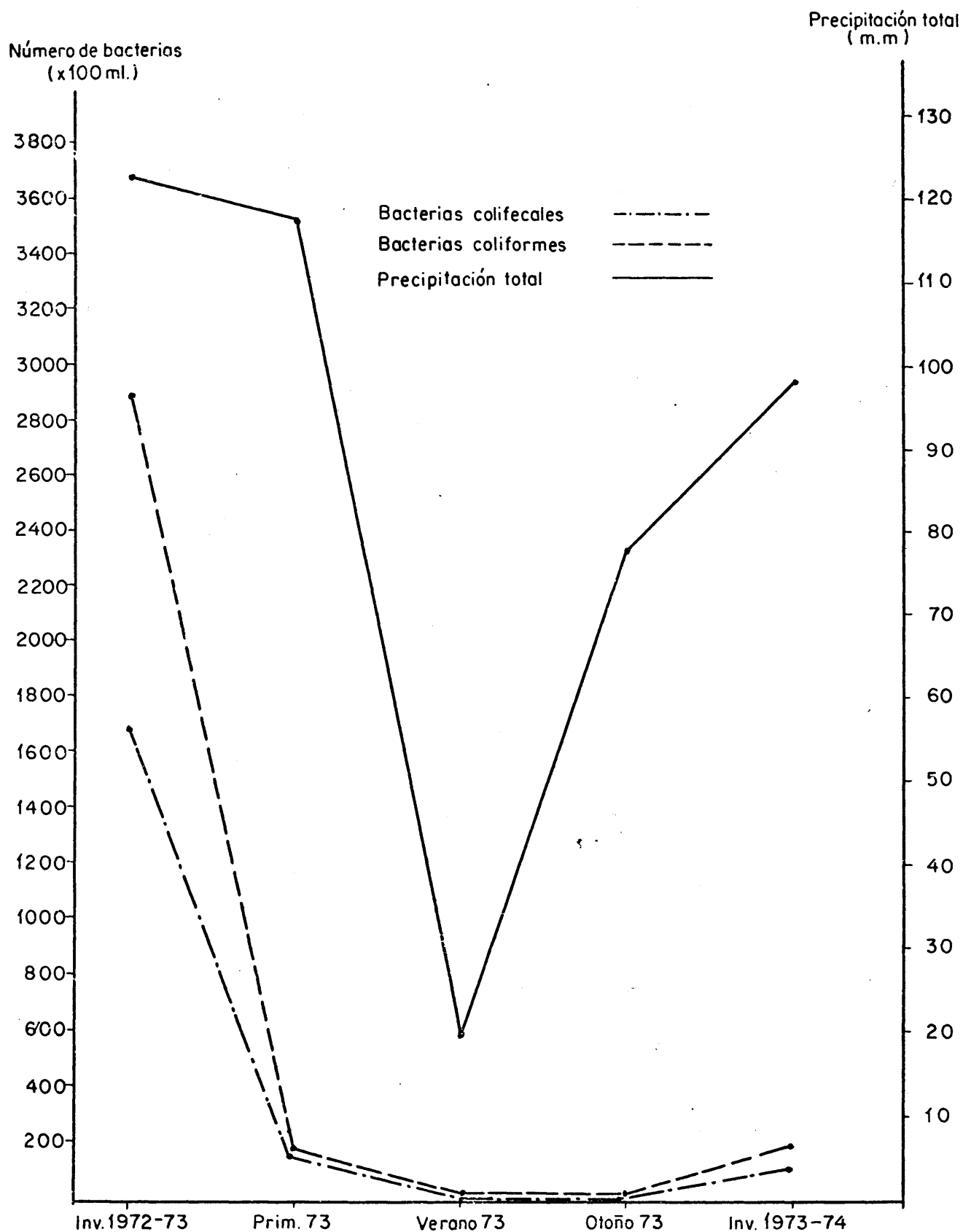


FIGURA N° 26. Relación entre variaciones estacionales de bacterias Coliformes y Coliformes fecales (en la zona trofogénica) y precipitación total.

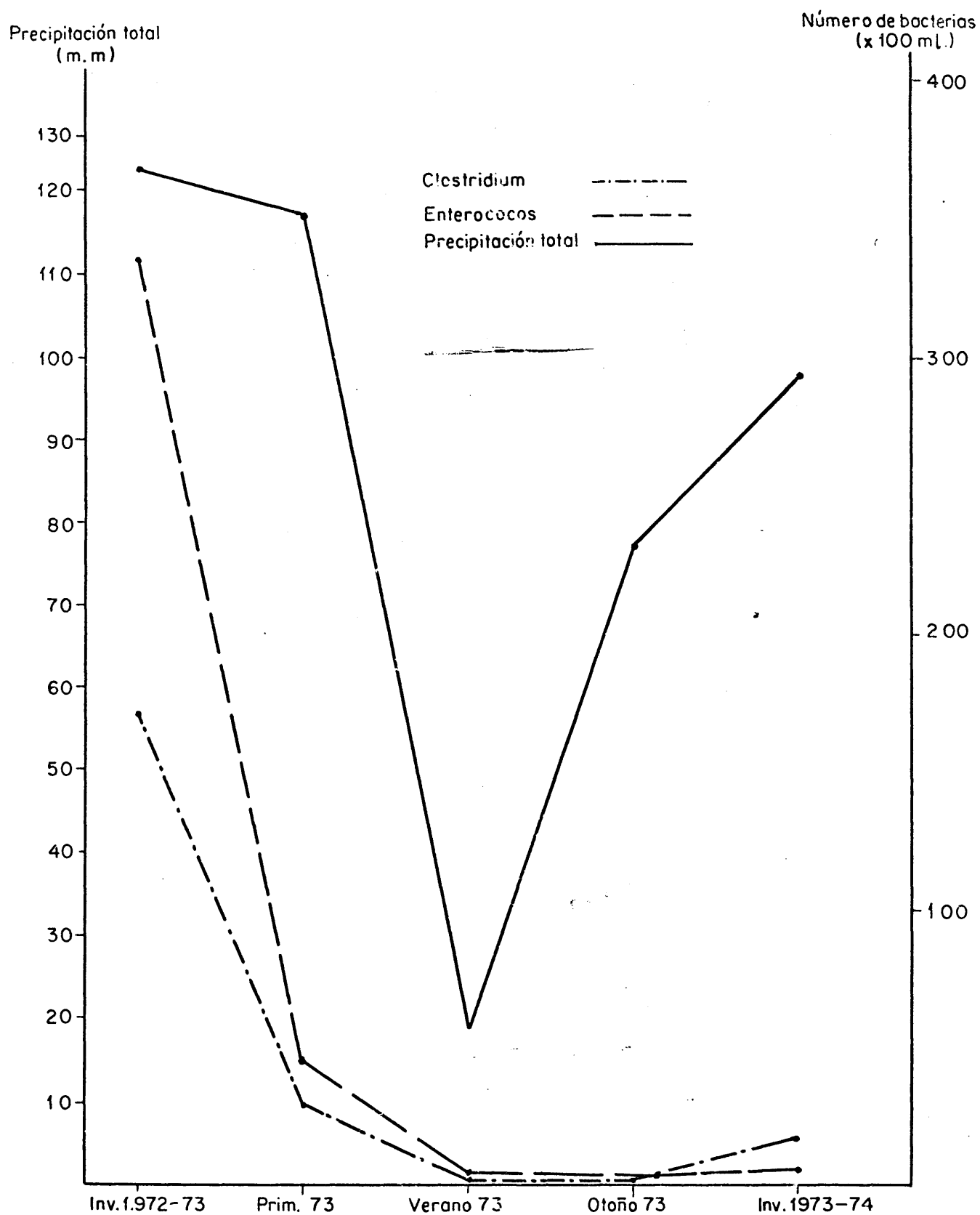


FIGURA N° 27. Relación entre variaciones estacionales de bacterias del tipo Clostridium y Enterococo (en la zona trofогénica) y precipitación total.

1º) Coincidencia del máximo de precipitación total y los máximos de los diversos grupos bacterianos estudiados (excepto en el caso de bacterias aerobias) en la estación de invierno de 1972-73.

2º) Coincidencia del mínimo de precipitación y uno de los mínimos registrados en los diversos grupos bacterianos (excepto para bacterias aerobias) en la estación de verano de 1973.

3º) La precipitación total, que se mantiene durante el invierno de 1972-73 y la primavera de 1973, con un ligero descenso en esta última estación, no se corresponde con los diversos grupos bacterianos estudiados, incluidas las bacterias aerobias, que experimentan en ese mismo periodo un brusco descenso. La explicación de este fenómeno puede radicar en que una vez lavada la cuenca del embalse con las lluvias registradas en los meses de invierno, las siguientes lluvias de primavera arrastrarán una cantidad menor de bacterias hacia el embalse, que se traducirá en una disminución de su número.

5.4. EUTROFIZACION

Tras la discusión de los apartados anteriores del presente capítulo y una vez conocidos los parámetros principales físicos, químicos y biológicos que caracterizan el embalse, vamos a proceder al estudio del grado de eutrofización de sus aguas, ya que este fenómeno será la resultante de la acción conjunta de todos ellos.

El problema de la eutrofización hay que situarlo no obstante en estrecha relación con el contenido en nitrógeno y fósforo de las aguas. A este respecto LUND (1967) define la eutrofización como "el proceso de cambio que tiende a un enriquecimiento de nutrientes disueltos". Normalmente del conjunto de los nutrientes que se encuentran en las aguas naturales, se presta una atención especial a los mencionados anteriormente ya que pueden facilitar directamente el crecimiento de las poblaciones de organismos autótrofos. Si bien la eutrofización es un proceso natural que ocurre lentamente en las aguas naturales, en un tiempo que podría medirse a escala geológica, la creciente actividad humana, agrícola e industrial, así como el progresivo crecimiento de los núcleos urbanos con sus consiguientes vertidos de aguas negras, han propiciado que este proceso natural se acelere de tal forma que en la actualidad

es un motivo de seria preocupación para todas aquellas personas encargadas de velar por la conservación de la calidad de las aguas naturales embalsadas con fines de abastecimiento público, usos recreativos, etc.

Respecto a los tipos de lagos según su grado de eutrofización, Thienemann los clasificó en tres grupos según las cantidades de nutrientes inorgánicos existentes en sus aguas a finales del invierno, así como del grado de reciclado de los mismos, aparte de otra serie de características físico-químicas y batimétricas asociadas también al referido fenómeno de eutrofización. También hay que señalar que lo dicho para los lagos es igualmente válido para embalses de un cierto tamaño, como es el caso del de San Juan, objeto del presente estudio.

5.4.1. CLASIFICACION TROFICA DE LAGOS Y EMBALSES

1) EUTROFICOS

- . Concentraciones relativamente altas de fosfatos y nitratos
- . En los lagos ó embalses en que se forma termoclina durante el verano, se puede llegar a agotar el oxígeno del fondo, creándose en el mismo situaciones de anaerobiosis debido al abundante cieno de naturaleza orgánica existente en él.
- . Riqueza de zooplancton y fitoplancton.
- . La fauna suele ser mucho más variada, en cuanto al número de especies, que la de los otros tipos de lagos (oligotróficos y distróficos).
- . Ciclo anual de la materia orgánica y productividad animal resultante, mucho mayores que los de condiciones oligotróficas.
- . Relativamente poco profundos con orillas de suave desnivel.
- . Relación superficie:volúmen grande.

2) OLIGOTROFICOS

- . Bajas concentraciones de fosfatos y nitratos
- . Fondo pobre en sedimentos orgánicos

- Muy oxigenados durante todo el año
- Niveles bajos de biomasa
- Fauna pobre también en cuanto al número de especies
- Lagos profundos con márgenes escarpadas y rocosas
- Relación superficie:volúmen pequeño

3) DISTROFICOS

- Altas concentraciones de ácidos húmicos que inhiben la putrefacción bacteriana de los sedimentos orgánicos del fondo impidiendo por tanto el consiguiente reciclado de nutrientes
- Aguas de coloración parda
- Biomasa pequeña,
- Los lagos de este tipo pueden ser de cualquier forma o tamaño, aunque la mayoría son medianos o pequeños y relativamente poco profundos

5.4.2. PARAMETROS INDICADORES DE EUTROFIZACION: GRADO DE EUTROFIZACION DEL EMBALSE

Los parámetros que vamos a utilizar para hacer una valoración del grado de eutrofización de las aguas del embalse serán: concentración de fosfatos y nitratos en la zona trofogénica; concentraciones de clorofila "a" en la zona trofogénica como índice de la biomasa del fitoplancton; valores del índice D_{430}/D_{665} en la zona trofogénica y valores de las concentraciones de oxígeno en el fondo del embalse.

Una vez analizados todos los datos anteriores podremos determinar el grado de eutrofización del embalse.

1) Fosfatos y Nitratos

Respecto a estos parámetros hay que señalar que el umbral por encima del cual el crecimiento del fitoplancton no está limitado es del orden de $0.3 \text{ mg/l. N.NO}_3^-$ y $0.01 \text{ mg/l. P.PO}_4^{=}$ (SAWYER, 1947; La technique de l'eau, nº. 295).

Del exámen de los datos que poseemos (ver tablas finales) se ve que los valores señalados anteriormente son rebasados en el caso de los nitratos en diciembre de 1972 (0'316 mg/l en superficie y 5 m. y 0'452 mg/l a 10 m., valor máximo) alcanzándose también valores próximos a estos en noviembre de 1972 (0'226 mg/l en superficie y 5 m.) y en enero de 1974 (el mismo valor a 5 y 10 m.).

Respecto a los fosfatos, se registraron valores superiores a 0'01 mg/l durante la primavera de 1973 (0'10 mg/l de media en la zona trofогénica con un máximo de 0'35 mg/l a 10 m. en abril) y en diciembre de 1972 (0'1 mg/l a 5 y 10 m.). Los valores mínimos tuvieron lugar en junio de 1973 (0 mg/l a lo largo de toda la columna de agua excepto en el fondo donde se midieron 0'075 mg/l).

De lo dicho anteriormente, se desprende que con respecto a los nutrientes principales para el fitoplancton, se alcanzan y rebasan los valores considerados como límites para el desarrollo expansivo del mismo, por lo cual podemos afirmar que respecto a dichos nutrientes las aguas del embalse tienen carácter eutrófico, principalmente a finales de invierno y principios de primavera.

2) Concentración de Clorofila "a"

A partir de la observación de la tabla nº. 17 podemos comprobar que el grado de variación de la concentración media de clorofila "a" en la zona trofогénica, oscila entre límites situados en torno a 4'0 (junio 1973) y 21'6 (febrero 1974) mg/m³, cifras estas, que podemos considerar como indicativas de aguas eutróficas, si tenemos en cuenta los límites encontrados por otros autores, tales como VIDAL, A. 1969, que en el embalse de Sau -eutrófico- detectó concentraciones de clorofila "a" entre 1 y 15 mg/m³. A este respecto Margalef (1955) cita en su libro "Los organismos indicadores en la Limnología" los siguientes valores que también confirman el carácter eutrófico de las aguas del embalse de San Juan.

Lago Maggiore (oligotrófico) ... 4 - 14 mg/m³ (BERARDI & TONOLLI, 1953)

Otros lagos alemanes (GESSNER, 1944)

Oligotróficos 2 - 20 mg/m³

Eutróficos 20 - 200 mg/m³

3) Índice D_{430}/D_{665}

Respecto al valor indicativo del índice D_{430}/D_{665} sobre el grado de eutrofización, conviene recordar las cifras señaladas por R. Margalef en su libro "Ecología" (1974) donde indica que cuando dichas cifras se mueven en el intervalo de 1'4 a 2'4 son indicativas de aguas eutróficas mientras que entre 2'4 y 3'4 indican aguas oligotróficas.

El valor medio del índice en la zona trofогénica calculado sobre un total de 49 datos, alcanza la cifra de 2'4, valor éste que señala justamente el límite entre las concentraciones antes mencionadas de eutrofia-oligotrofia.

Si bien, como acabamos de indicar, el valor medio del índice es de 2'4, los datos parciales mensuales que figuran en la tabla nº. 17 nos muestran que en todas las estaciones del año, excepto en verano de 1973, existen valores menores o iguales al referido 2'4, lo que indica, al igual que ocurría con las concentraciones de clorofila "a", que si bien no se da una situación permanente de eutrofización, si que ésta tiene lugar en algunos meses del año.

Los valores menores a 2'4 encontrados en la zona trofогénica corresponden a los muestreos efectuados en los meses de enero, febrero, noviembre y diciembre de 1973 y enero y febrero de 1974.

4) Concentraciones de Oxígeno disuelto en el fondo del embalse

Los datos acerca de este parámetro son ciertamente indicativos de las condiciones eutróficas del embalse ya que durante los meses del periodo de estancamiento del embalse (verano y otoño) las bajas concentraciones de oxígeno (0'8 y 0'5 mg/l en verano y otoño de 1972 y 0'2 y 0'1 mg/l en verano y otoño de 1973) muestran palpablemente la fuerte demanda que de este elemento ejerce el rico sedimento orgánico depositado en el fondo. Por el contrario en invierno y primavera, durante el periodo de circulación del embalse, el contenido de oxígeno en el fondo es muy superior (10'4 mg/l en invierno de 1972 y 6 y 5'2 mg/l en invierno y primavera de 1973 respectivamente).

Por tanto y en función de los datos sobre contenido de oxígeno en el fondo del embalse así como del resto de los parámetros analizados anteriormente en la zona trofогénica del mismo, podemos concluir que el embalse de San Juan pertenece al tipo de los llamados EUTROFICOS si bien su grado de eutrofización podemos considerarlo como moderado.

5.4.3. EFFECTOS DE LA EUTROFIZACION Y MEDIDAS PARA EVITARLA EN GENERAL

A. L. DOWNING (1970) resume los efectos adversos de la eutrofización en los siguientes puntos:

- a) Desarrollo de "blooms" de algas en suspensión
- b) Crecimiento excesivo de vegetación litoral
- c) Toxicidad directa de los iones nitrito y nitrato para los recién nacidos. La O.M.S. recomienda como concentración máxima permisible la de 10 mg/l. (como N).

Respecto a los problemas que puede originar un crecimiento excesivo de algas, el autor anteriormente señalado cita la posibilidad de que se produzca mortandad en la fauna piscícola como consecuencia de la elevación del pH durante los periodos de rápida fotosíntesis o por secreciones de sustancias tóxicas debidas a las algas o bien por desoxigenación de las aguas a causa de los intensos procesos de respiración por parte de las abundantes comunidades planctónicas desarrolladas.

En relación a las medidas adoptadas para combatir la eutrofización se citan las siguientes:

- 1) Adición de sales de cobre (algicidas)
- 2) Tratamientos adicionales tales como empleo de microfiltros, coagulación química, filtros de arena, etc. Dichos tratamientos pueden darse al agua después de su distribución,

Finalmente y una vez concluida la discusión de los resultados exponemos a continuación las CONCLUSIONES obtenidas a lo largo de la misma.

CAPITULO VI

6. SISTEMA: AFLUENTES (RIOS ALBERCHE Y COFIO) - EMBALSE DE SAN JUAN - EFLUENTE (PIE DE PRESA)

6.1. RESULTADOS

6.2. DISCUSION DE LOS RESULTADOS

6.2.1. PARAMETROS FISICO-QUIMICOS

6.2.2. PIGMENTOS FOTOSINTETICOS

6.2.3. ANALISIS BACTERIOLOGICOS

Tal y como indicamos en el Capítulo II referente al Objetivo de la Tesis, uno de los propósitos que nos marcábamos inicialmente, además del conocimiento relativo al "comportamiento" del embalse de San Juan -aspecto ya tratado en el Capítulo V- era el de valorar también las posibles modificaciones físico-químicas y biológicas que puede experimentar el agua a lo largo del sistema constituido por los afluentes del embalse, el embalse mismo y el efluente en pie de presa.

Para poder cuantificar convenientemente las variaciones que va experimentando el agua a lo largo del "sistema" se procedió a efectuar muestreos mensuales en los ríos afluentes durante un periodo de tiempo comprendido entre diciembre de 1973 y febrero de 1974 para el río Alberche y el mismo periodo más octubre de 1973 en el río Cofio.

Las muestras del efluente, tomadas al pie de presa del embalse, se efectuaron también en los mismos meses que en el río Alberche.

Los parámetros determinados en los ríos afluentes y en el efluente (Temperatura, Sílice, Fosfatos, Nitratos, DBO, DQO, clorofila "a", "b" y "c", Índice D₄₃₀/D₆₆₅, Aerobios, Coliformes, Colifecales, Clostridium y Enterococos) son solamente una parte de los que se determinaron en el embalse. La razón de tal selección se basó en las posibilidades de trabajo existentes en el laboratorio en las fechas en que se efectuaron los muestreos y se realizó teniendo en cuenta los aspectos que consideramos de interés prioritario: nutrientes esenciales para el fitoplancton, variaciones cuantitativas del mismo y grado de contaminación de las aguas.

Por otra parte y con objeto de poder apreciar con mayor claridad las transformaciones que experimenta el agua desde su entrada al embalse hasta la salida del mismo, se colocarán en una misma tabla los resultados de los sucesivos puntos de muestreo que constituyen el sistema estudiado. También hay que advertir que se ha estimado oportuno en el caso del embalse de San Juan, incluir tanto los valores medios de superficie, 5 y 10 m., considerados como constituyentes de la zona trofогénica, como la media de los

valores a 40 y 50 m. que hemos considerado representativos de la zona trofolítica. El objeto de realizar tales diferenciaciones en el embalse encuentra su justificación en el hecho de que normalmente la composición de las aguas superficiales y profundas distan de tener por lo general la misma composición, por lo cual podría inducir a error la comparación de las aguas de entrada y salida al embalse con un único valor de éste para los diversos parámetros estudiados.

6.1. RESULTADOS

TABLA n°. 27

PARAMETROS FISICO-QUIMICOS

SILICE SiO_2 (mg/l)

	<u>X-73</u>	<u>XII-73</u>	<u>I-74</u>	<u>II-74</u>
Río Alberche	-	4'6	9'5	8'8
Río Cofio	3'3	3'3	9'5	6'5
Zona trofogénica ...	2'8	0'9	0'8	1'7
San Juan Zona trofolítica ...	6'0	1'3	1'8	3'3
Pié de presa	2'9	1'0	6'7	3'4

FOSFATOS P.P.O_4^{-3} (mg/l)

	<u>X-73</u>	<u>XII-73</u>	<u>I-74</u>	<u>II-74</u>
Río Alberche	-	0'597	0'339	0'600
Río Cofio	0'039	0'293	0'150	0'075
Zona trofogénica ...	0'0052	0'0154	0'0154	0'0158
San Juan Zona trofolítica ...	0'119	0'0251	0'0254	0'0155
Pié de presa	0'0020	0'0173	0'1700	0'0206

NITRATOS N.NO_3^- (mg/l)

	<u>X-73</u>	<u>XII-73</u>	<u>I-74</u>	<u>II-74</u>
Río Alberche	-	1'8	1'3	1'4
Río Cofio	0'113	8'7	2'1	0'85
Zona trofогénica ...	0'128	0'068	0'186	0'101
San Juan Zona trofolítica ...	0'113	0'141	0'198	0'090
Pié de presa	0'113	0'090	0'181	0'068

D.Q.O. (mg/l. de O_2)

	<u>X-73</u>	<u>XII-73</u>	<u>I-74</u>	<u>II-74</u>
Río Alberche	-	4'4	5'2	5'8
Río Cofio	10'2	8'1	5'0	3'5
Zona trofогénica ...	3'1	2'2	2'8	2'8
San Juan Zona trofolítica ...	3'3	3'1	2'5	3'0
Pié de presa	3'0	2'9	3'9	2'6

D.B.O₅ (mg/l. de O_2)

	<u>X-73</u>	<u>XII-73</u>	<u>I-74</u>	<u>II-74</u>
Río Alberche	-	3	3'5	4'5
Río Cofio	6	3	2	1
Zona trofогénica ...	2	-	0'4	3
San Juan Zona trofolítica ...	2'5	-	0'1	3'4
Pié de presa	2	-	0'7	3'1

TEMPERATURA

	<u>X-73</u>	<u>XII-73</u>	<u>I-74</u>	<u>II-74</u>
Río Alberche	-	9'5	8'7	10'0
Río Cofio	13'0	6'5	2'0	6'5
Zona trofогénica ...	16'1	8'7	7'8	6'5
San Juan Zona trofolítica ...	12'3	8'4	6'5	6'2
Pié de presa	16'5	10'5	9'0	7'0

TABLA nº. 28

PIGMENTOS FOTOSINTETICOSCLOROFILA "a"

	<u>X-72</u>	<u>XII-73</u>	<u>I-74</u>	<u>II-74</u>
Río Alberche	-	46'19	40'68	30'77
Río Cofio	-	12'56	1'33	7'34
Zona trofogénica	20'58	5'69	10'35	21'62
San Juan Zona trofolítica	6'75	2'98	3'44	8'51
Piá de presa	21'74	10'87	2'44	12'28

CLOROFILA "b"

	<u>X-72</u>	<u>XII-73</u>	<u>I-74</u>	<u>II-74</u>
Río Alberche	-	6'94	2'47	0'95
Río Cofio	-	0'88	0'10	0'38
Zona trofogénica	0'69	0'33	0'65	0'93
San Juan Zona trofolítica	0'13	0'32	0'35	0'34
Piá de presa	0'73	0'28	0'15	0'64

CLOROFILA "c"

	<u>X-72</u>	<u>XII-73</u>	<u>I-74</u>	<u>II-74</u>
Río Alberche	-	19'65	19'27	9'40
Río Cofio	-	2'34	2'96	2'39
Zona trofogénica	9'34	2'54	4'68	5'22
San Juan Zona trofolítica	2'39	1'66	2'07	3'55
Piá de presa	12'14	4'49	1'01	5'84

INDICE D₄₃₀/D₆₆₅

	<u>X-73</u>	<u>XII-73</u>	<u>I-74</u>	<u>II-74</u>
Río Alberche	-	3'15	2'22	2'22
Río Cofio	-	2'34	2'96	2'39
San Juan Zona trofогénica	2'34	2'29	2'34	2'04
San Juan Zona trofolítica	2'85	2'66	2'43	2'42
Pié de presa	2'42	2'31	2'45	2'28

TABLA n^o. 29BACTERIOLOGIAAEROBIOS (x ml)

	<u>X-73</u>	<u>XII-73</u>	<u>I-74</u>	<u>II-74</u>
Río Alberche	-	230	359	3100
Río Cofio	800	3367	825	3200
San Juan Zona trofогénica	1100	1560	600	3560
San Juan Zona trofolítica	1975	3590	900	760
Pié de presa	700	1430	9200	5310

COLIFORMES (x 100 ml)

	<u>X-73</u>	<u>XII-73</u>	<u>I-74</u>	<u>II-74</u>
Río Alberche	-	7	54	260
Río Cofio	600	148	5700	600
San Juan Zona trofогénica	0	3	240	340
San Juan Zona trofolítica	0	2	720	4050
Pié de presa	10	17	2800	700

COLIFECALLES (x 100 ml)

	<u>X-73</u>	<u>XII-73</u>	<u>I-74</u>	<u>II-74</u>
Río Alberche	-	2	13	35
Río Cofio	17	76	21	360
Zona trofogénica	0	3	215	150
San Juan Zona trofolítica	0	16	545	505
Pié de presa	6	9	1100	1780

CLOSTRIDIUM (x 100 ml)

	<u>X-73</u>	<u>XII-73</u>	<u>I-74</u>	<u>II-74</u>
Río Alberche	-	28	18	21
Río Cofio	33	60	13	6
Zona trofogénica	0	3	40	11
San Juan Zona trofolítica	3	0	86	72
Pié de presa	1	0	280	18

ENTEROCOCOS (x 100 ml)

	<u>X-73</u>	<u>XII-73</u>	<u>I-74</u>	<u>II-74</u>
Río Alberche	-	5	26	54
Río Cofio	18	20	160	74
Zona trofogénica	1	0	17	5
San Juan Zona trofolítica	2	0	39	64
Pié de presa	23	5	240	38

6.2. DISCUSION DE LOS RESULTADOS

En los próximos apartados, se procederá a efectuar un estudio comparativo de los parámetros calculados en las diferentes partes del sistema, Afluentes - Embalse - Efluente, siguiendo el siguiente esquema:

Afluentes - Embalse
Efluente - Embalse
Afluentes - Efluente

Con arreglo al esquema anteriormente expuesto, se aborda a continuación el estudio correspondiente a los parámetros de tipo físico químico, pigmentos fotosintéticos y análisis bacteriológicos, elaborando para ello tablas -basadas en los resultados que figuran en el apartado 6.1.- en las que se cuantifica las diferencias que experimentan las concentraciones de los diferentes parámetros medidos a lo largo del sistema. La forma de cuantificar dichas diferencias se hará calculando las relaciones entre los distintos componentes del sistema, manejando para ello los valores medios de cada parámetro en particular.

Los resultados obtenidos de estas operaciones figuran en las tablas siguientes, advirtiéndose desde este momento que dichos resultados son solamente válidos a título de orientación ya que los datos empleados son únicamente los de los cuatro muestreos efectuados en el río Cofio y en el efluente de pie de presa y los tres del río Alberche.

6.2.1. PARAMETRO FISICO-QUIMICOSTABLA nº. 30

	<u>Alberche</u>	<u>Alberche</u>	<u>Cofio</u>	<u>Cofio</u>
	<u>San Juan</u>	<u>San Juan</u>	<u>San Juan</u>	<u>San Juan</u>
	<u>(Z.Trofogénica)</u>	<u>(Z.Trofolítica)</u>	<u>(Z.Trofogénica)</u>	<u>(Z.Trofolítica)</u>
Tª. (°C).....	1'2	1'3	0'7	0'8
P.PC ₄ ⁻³ (mg/l)...	33	23	11	3
N.NO ₃ ⁻ (mg/l)....	13	11	33	27
SiO ₂ (mg/l).....	7	4	4	3
D.Q.O. (mg/l)....	2	1'8	2'5	2'3
D.B.O. (mg/1.O ₂).	2'4	2'4	1'7	1'5

	<u>Pié de Presa</u>	<u>Pié de Presa</u>	<u>Alberche</u>	<u>Cofio</u>
	<u>San Juan</u>	<u>San Juan</u>	<u>Pié de Presa</u>	<u>Pié de Presa</u>
	<u>(Z.Trofogénica)</u>	<u>(Z.Trofolítica)</u>		
Tª. (°C).....	1'1	1'3	1'1	0'7
P.PO ₄ ⁻³ (mg/m ³)..	4	1'1	7'4	2
N.NO ₃ ⁻	0'9	0'8	13	26
SiO ₂	2'3	1'1	2	1'6
D.Q.O.	1'1	1	1'6	2'2
D.B.O.	1'1	1	2'1	1'6

La observación de los datos que figuran en la tabla nº. 30 pone de manifiesto los siguientes hechos:

RIOS AFLUENTES/EMBALSE

La temperatura de las aguas del río Alberche son superiores a las del embalse, tanto en superficie como en fondo (1'2 y 1'3 veces respectivamente), mientras que en el río Cofio ocurre el fenómeno contrario siendo sus aguas con respecto al embalse más frías tal y como indica el hecho de que la relación de temperaturas esté por debajo de la unidad (0'7 y 0'8).

Respecto a los parámetros químicos, la tónica general en todos ellos, a la vista de los datos de la tabla nº. 30, es la de que las concentraciones de dichos parámetros en las aguas de ambos ríos son superiores, en distinta proporción, a las del embalse, tanto en superficie como en profundidad, si bien las diferencias son por lo general más acusadas con respecto a las aguas de la zona trofógena.

De entre todos los valores destacan los correspondientes a los fosfatos, con cifras de concentraciones del orden de 33 y 23 veces superiores en el río Alberche con respecto a las aguas superficiales y profundas del embalse respectivamente.

Un fenómeno similar también ocurre con respecto a las concentraciones de nitratos del río Cofio, que resultan ser 33 y 27 veces superiores a las dos capas de agua consideradas en el embalse.

Respecto a los valores de DBO y DQO, son aproximadamente el doble en los dos ríos afluentes respecto al embalse.

EFLUENTE (PIE DE PRESA)/EMBALSE

La temperatura del agua del efluente es superior a la del embalse 1'1 y 1'3 veces según se trate de la capa superficial o profunda respectivamente.

En general, la diferencia más importante que cabe destacar respecto a lo que ocurriría en el caso anterior (afluentes/embalse) es que entre el efluente y el embalse las diferencias de concentraciones entre los distintos parámetros son por lo general bastante meno

res, con cierta tendencia de aproximación a valores cercanos a la unidad o ligeramente superiores, excepto en el caso de los nitratos cuyas concentraciones son ligeramente inferiores en el efluente con respecto a las aguas superficiales y profundas del embalse (0'9 y 0'8 veces respectivamente).

Las diferencias de concentración más altas tienen lugar entre los fosfatos y la sílice de las aguas del efluente y las de la zona superficial del embalse (4 y 2'3 veces respectivamente).

AFLUENTES/EFLUENTE (PIE DE PRESA)

En esta relación entre el punto inicial y final del sistema que estamos considerando, se refleja el impacto total que ejerce el hecho del embalsamiento del agua sobre los ríos afluentes, fenómeno éste que quedará reflejado en los cambios producidos en los niveles de concentración de los diferentes parámetros que estamos considerando.

En general los cambios son mayores en las aguas del río Alberche que en las del Cofio en lo que respecta a las concentraciones de fosfatos, sílice y DBO y menores en lo que respecta a las de nitratos y DQO.

Las variaciones más importantes, en ambos ríos, son las que tienen lugar en las concentraciones de nitratos que tal y como indican los datos que poseemos son 13 y 26 veces mayores en los ríos Alberche y Cofio respectivamente que en el efluente.

6.2.2. PIGMENTOS FOTOSINTETICOSTABLA nº. 31

	<u>Alberche</u>	<u>Alberche</u>	<u>Cofio</u>	<u>Cofio</u>
	<u>San Juan</u> <u>(Z.Trofogénica)</u>	<u>San Juan</u> <u>(Z.Trofolítica)</u>	<u>San Juan</u> <u>(Z.Trofogénica)</u>	<u>San Juan</u> <u>(Z.Trofolítica)</u>
Clorofila "a" mg/m ³	3	8	0'6	1
Clorofila "b" mg/m ³	5'4	10'3	0'7	1'3
Clorofila "c" mg/m ³	3'9	6'6	0'6	1'1
D ₄₃₀ /D ₆₆₅	1'1	1	1'1	1

	<u>Pié de Presa</u>	<u>Pié de Presa</u>	<u>Alberche</u>	<u>Cofio</u>
	<u>San Juan</u> <u>(Z.Trofogénica)</u>	<u>San Juan</u> <u>(Z.Trofolítica)</u>	<u>Pié de Presa</u>	<u>Pié de Presa</u>
Clorofila "a" mg/m ³	0'8	2'2	4'6	0'8
Clorofila "b" mg/m ³	0'7	1'6	5'4	1'3
Clorofila "c" mg/m ³	0'9	1'6	4'3	0'7
D ₄₃₀ /D ₆₆₅	1'1	0'9	1'1	1'1

RIOS AFLUENTES/EMBALSE

A la vista de los datos que figuran en la tabla nº. 31 podemos extraer las siguientes conclusiones:

En primer lugar, destaca la marcada diferencia existente entre las concentraciones de clorofila "a", "b" y "c" de los ríos, ya que mientras el río Alberche posee unas concentraciones superiores a las del embalse, en el río Cofio por el contrario son menores.

Otro aspecto importante son las diferencias existentes con respecto a las zonas trofógena y trofótica del embalse, apreciándose que con respecto a la primera de ellas, las diferencias son menores. Este fenómeno es lógico si tenemos en cuenta que la zona trofógena es la más idónea para el desarrollo del fitoplancton y por tanto las concentraciones de clorofila serán mayores en esta zona que en la trofótica, hecho que dará perfectamente reflejado al efectuar las relaciones de concentración de pigmentos fotosintéticos de los ríos con respecto a las dos zonas consideradas en el embalse.

Una explicación posible de porqué el río Alberche posee concentraciones más elevadas de clorofila que el embalse de San Juan puede radicar en el hecho de que sus aguas provienen del desagüe del embalse de el Burguillo, siendo más ricas en fosfatos y nitratos, ya que los embalses actúan como "exportadores de nutrientes" lo que puede favorecer, aguas abajo del punto de desagüe un crecimiento importante de algas si no existe ningún factor que pueda limitar dicho crecimiento.

Respecto a la clorofila "a", considerada como el mejor exponente cuantitativo de la biomasa del fitoplancton, los resultados obtenidos indican que el río Alberche posee una cantidad media tres veces mayor, al menos durante los tres meses en que se efectuaron los muestreos, que el embalse de San Juan en su zona trofógena.

Por el contrario en el río Cofio la cantidad es menor -la relación en este caso es 0'6- lo que significa aproximadamente que las concentraciones de clorofila de tipo "a" en la zona trofógena del embalse son 1'7 veces superiores a las del río.

EFLUENTE (PIE DE PRESA)/EMBALSE

Resultan de gran interés los resultados obtenidos al efectuar la relación de las concentraciones de clorofila entre el efluente y el embalse, en las dos zonas de éste que estamos considerando. A este respecto, llama la atención el hecho de que la citada relación es menor que la unidad cuando se establece respecto a la zona trofogénica y mayor si es con respecto a la trofolítica.

Posiblemente, la explicación de estos fenómenos se debe a que el agua del efluente al pié de presa procede del hipolimnion (zona trofolítica) del embalse, por lo que lógicamente el número de algas que contiene es menor del que se desarrolla en la zona trofogénica. Respecto al hecho de que las concentraciones de clorofila del efluente sean mayores que las de la zona trofolítica del embalse, hay que tener en cuenta que si bien, como se dijo anteriormente, las aguas del efluente son de origen hipolimneal, la toma de las muestras se efectuó a cierta distancia, aguas abajo, del lugar de emplazamiento de la presa, punto de desagüe y origen del efluente, por lo cual el factor esencial que limita el desarrollo de fitoplancton en la zona trofolítica -la ausencia de luz- al incidir sobre el agua del efluente hace que el fitoplancton pueda desarrollarse normalmente produciéndose un aumento progresivo del mismo aguas abajo, a medida que nos vayamos alejando del punto inicial de desagüe.

Por último, las distintas relaciones calculadas para el índice D_{430}/D_{665} muestran en general pequeñas variaciones en torno a la unidad, si bien se da la tendencia a que los valores de la relación superiores a uno (1:1) son los calculados respecto a la zona trofogénica.

AFLUENTES/EFLUENTE (PIE DE PRESA)

La columna de la tabla nº. 31 referente a la relación Alberche/ Pié de Presa pone de manifiesto, para los tres tipos de clorofila considerados, valores superiores a la unidad del orden de 4'6, 5'4 y 4'3 respectivamente.

Por el contrario en la relación Cofio/Piá de Presa los valores son inferiores a la unidad, excepto para la clorofila "b" que es 1'3.

Estos datos, vienen a confirmar la tónica general de los dos ríos afluentes del embalse respecto al embalse mismo y al efluente en el sentido de que las concentraciones de clorofila del río Alberche son superiores respecto a cualquiera de las otras partes del sistema mientras que con el río ~~Cofio~~ ocurre el fenómeno inverso en general.

6.2.3. ANALISIS BACTERIOLOGICOSTABLA nº. 32

	<u>Alberche</u>	<u>Alberche</u>	<u>Cofio</u>	<u>Cofio</u>
	<u>San Juan</u>	<u>San Juan</u>	<u>San Juan</u>	<u>San Juan</u>
	<u>(Z.Trofogénica)</u>	<u>(Z.Trofolítica)</u>	<u>(Z.Trofogénica)</u>	<u>(Z.Trofolítica)</u>
AEROBIOS (x ml).....	0'7	0'7	1'2	1'1
COLIFORMES (x 100 ml).....	0'6	0'07	12	1'5
COLIFECALAS (x 100 ml).....	0'1	0'05	1'3	0'4
CLOSTRIDIUM (x 100 ml).....	1'2	0'4	2	0'7
ENTEROCOCCOS (x 100 ml).....	4	0'8	11	2'6

	<u>Pié de Presa</u>	<u>Pié de Presa</u>	<u>Alberche</u>	<u>Cofio</u>
	<u>San Juan</u>	<u>San Juan</u>	<u>Pié de Presa</u>	<u>Pié de Presa</u>
	<u>(Z.Trofogénica)</u>	<u>(Z.Trofolítica)</u>		
AEROBIOS (x ml).....	2'4	2'3	0'2	0'5
COLIFORMES (x 100 ml).....	6	0'7	0'09	2
COLIFECALAS (x 100 ml).....	7'9	2'7	0'02	0'2
CLOSTRIDIUM (x 100 ml).....	5'4	1'9	0'2	0'4
ENTEROCOCCOS (x 100 ml).....	12'7	2'9	0'3	0'9

RIOS AFLUENTES/EMBALSES

Los datos que figuran en la tabla nº. 32 indican claramente que el río Alberche posee respecto al embalse de San Juan, en las dos zonas consideradas, un número menor de bacterias en todos los grupos estudiados, excepto para clostridium y enterococos en la zona trofógena; mientras que en el río Cofio ocurre el fenómeno contrario, destacando el dato de coliformes y enterococos que se presentan en cantidades 12 y 11 veces mayor que en la zona trofógena del embalse. También en este río hay que hacer la salvedad en el caso de colifecales y clostridium respecto a la zona trofolítica del embalse puesto que la relación es inferior a la unidad.

Así pues y en función de lo dicho anteriormente podemos resumir la situación de ambos ríos desde un punto de vista bacteriológico diciendo que el río Cofio presenta un grado de contaminación apreciablemente mayor que el del embalse mientras que en el río Alberche dicha contaminación es menor. Otro fenómeno interesante es que el grado de contaminación en ambos es mayor con respecto a la zona trofolítica del embalse. La explicación de este hecho puede radicar en que el tiempo de sedimentación de las bacterias a lo largo de la columna de agua del embalse sea mayor que el tiempo de supervivencia de dichas bacterias en el agua.

EFLUENTE/EMBALSE

Los datos obtenidos al efectuar la relación bacteriológica del efluente respecto al embalse indican de una manera ostensible que el grado de contaminación de aquel es mayor que el del embalse, presentándose de manera bastante más acusada este hecho si se refiere además a la zona trofógena del mismo.

La diferencia mayor encontrada se da en el grupo de los enterococos que resultan ser 12'7 veces más abundantes en el efluente que en la zona trofógena del embalse. Por otra parte, el único caso en que el número de bacterias es menor en el efluente que en el embalse se da en el grupo Coliforme respecto a la zona trofolítica.

AFLUENTES/EFLUENTE (PIE DE PRESA)

En el presente caso destaca tanto en el río Alberche como en el Cofio, si bien de manera más acusada en el primero, la menor abundancia de bacterias respecto a las detectadas en el efluente, excepto en el río Cofio, en lo que se refiere al grupo coliforme que se presenta en una proporción doble a la del efluente.

Por último y en otro orden de cosas, los ríos Alberche y Cofio y el efluente en el pie de presa pueden catalogarse en función de los valores medios que poseemos de DBO_5 , DQO y bacterias aerobias como Oligosaprobias, al menos en los puntos en que nosotros efectuamos los muestreos.

CAPITULO VII

7. CONCLUSIONES

7.1. EMBALSE DE SAN JUAN

7.2. SISTEMA: AFLUENTES (RIOS ALBERCHE Y COFIO)
- EMBALSE DE SAN JUAN - EFLUENTE (PIE DE
PRESA)

A partir de los resultados y la discusión de los mismos, tanto en el embalse de San Juan (Capítulo V) como en el sistema formado por los ríos afluentes - embalse - efluente, hemos extraído las siguientes conclusiones finales de la Tesis Doctoral:

7.1. EMBALSE DE SAN JUAN

1) Desde un punto de ~~vista~~ ^{ter}mico, el embalse pertenece al tipo MONOMICTICO CALIENTE (HUTCHINSON Y LOFFLER, 1956) con el periodo de circulación en invierno-primavera de 1973 (excepto mayo); de SEGUNDO ORDEN (WHIPPLE, 1927) con oscilaciones de temperatura en el fondo entre 6°C (enero 1973; febrero 1973 y 74) y 10°C (mayo 1973) y HOLOMICTICO ya que la mezcla del agua durante el periodo de circulación se da a lo largo de toda la columna de agua.

2) La ZONA EUFOTICA tiene un espesor mínimo de 10 m. (valor encontrado solamente en febrero de 1973), dándose la máxima penetración de luz en verano (julio 1973) con un 10% de la luz incidente en superficie a 15 m. de profundidad.

3) Durante el PERIODO DE CIRCULACION de invierno-primavera los perfiles en profundidad muestran curvas de oxígeno ORTOGRADAS, mientras que en el PERIODO DE ESTANCAMIENTO de verano-otoño las curvas son CLINOGRADAS.

El coeficiente de correlación encontrado en un conjunto de 75 medidas de oxígeno disuelto por el método Winkler y mediante la célula galvánica fué:

$$r = 0'97$$

con una recta de regresión de

$$y = 0'17 + 0'97 x$$

siendo "x" el valor del oxígeno medido con la célula galvánica e "y" el medido por el método Winkler.

4) Las concentraciones de MACRONUTRIENTES son en general lo suficientemente elevadas como para no constituir, ninguno de ellos, factores que limiten el crecimiento del fitoplancton.

Si tomamos como referencia para fosfatos y nitratos los valores de 0'3 mg/l de $N.NO_3^-$ y 0'01 mg/l de $P.PO_4^{3-}$ (SAWYER, 1974) a partir de los cuales el fitoplancton puede desarrollarse sin limitaciones, vemos que en el embalse de San Juan se dieron valores medios en la zona trofогénica (0-5 y 10 m) de 0'171 y 0'034 mg/l respectivamente, rebasándose en el caso de los fosfatos el valor límite de referencia en más del triple.

En el caso de los nitratos, con un valor medio inferior al señalado como referencia, hay que tener en cuenta que su posible déficit queda compensado con otra fuente de nitrógeno asimilable por las algas, el amonio (valor medio de 0'28 mg/l en la zona trofогénica), sobre todo teniendo en cuenta también que el valor medio del pH de las aguas del embalse (7'7) es superior a 7, valor por encima del cual TIEDJENS Y ROBBINS (1931) consideran que su asimilación por las plantas es especialmente favorable.

Otro dato interesante respecto a los nitratos es que los máximos registrados en la zona trofогénica (0'196 y 0'186 mg/l en Septiembre de 1973 y Enero de 1974 respectivamente) se produjeron con un mes de adelanto respecto a los auges de fitoplancton (20'6 y 21'6 mg/m³ de Cl "a" en Octubre de 1973 y Febrero de 1974). La importancia de este hecho radica en la posible predicción de auges de fitoplancton conociendo previamente los valores de la concentración de nitratos a partir de los cuales se produjeron (0'185 mg/l de $N.NO_3^-$ aproximadamente).

Respecto al contenido de Sílice en la zona trofогénica, hay que decir que también alcanzó valores lo suficientemente elevados (2'7 mg/l de media) como para no limitar, en este caso, el desarrollo de las diatomeas.

El valor mínimo registrado en Enero de 1974 (0'8 mg/l) coincidió con la dominancia de *Asterionella formosa* que puede utilizar la sílice a concentraciones incluso de 0'5 mg/l (LUND, 1954).

5) Por el contenido en aniones y cationes, las aguas del embalse pertenecen, según la clasificación de SHCHUKAREV al tipo BICARBONATADAS CALCIO-MAGNESICAS.

Los cationes se presentan en la zona trofогénica en concentraciones variables en el tiempo pero siempre lo suficientemente altas (Ca^{++} 5'6-8 mg/l; Mg^{++} 1'2-3'3 mg/l; Na^+ 3'7-5 mg/l; K^+ 1-11 mg/l) como para no afectar el desarrollo del fitoplancton en ningún sentido.

Respecto a los aniones $\text{SO}_4^{=}$ y HCO_3^- cabe destacar la baja concentración del primero de ellos en las aguas del embalse (límites de variación entre 0 y 9'5 mg/l), así como la distribución clinograda que adopta el segundo durante el final del periodo de estancamiento de verano-otoño, relacionada sin duda con los fenómenos de fotosíntesis en la zona trofогénica y de respiración en la trofolítica.

Por el valor medio del residuo seco a 110°C y según la clasificación del Código Alimentario Español (1967) sobre la mineralización de las aguas, las del embalse pertenecen al tipo de las denominadas OLIGOMETALICAS.

Por otra parte, el agua del embalse, presenta cierto carácter alcalino (7'7 de pH medio) debido a la abundancia del ión bicarbonato.

6) Tanto los valores medios de DBO_5 (1'9 mg/l en superficie) como los de DQO (3'3 mg/l en superficie) ponen de manifiesto la escasa importancia, desde un punto de vista cuantitativo, que tiene la materia orgánica en las aguas del embalse.

Los valores de detergentes aniónicos (media 0'11 mg/l) indican también que las aguas del embalse no sufren prácticamente este tipo de contaminación.

Respecto a los nitritos, el valor medio de su concentración en las aguas superficiales del embalse, del orden de 0'09 mg/l $\text{N} \cdot \text{NO}_2^-$, es ciertamente elevado si tenemos en cuenta que el Código Alimentario Español (1967) hace prohibición expresa del "consumo humano de aguas que acusen la presencia, aunque solo sean indicios, de nitritos ..." (Art. 3.27.15).

7) Los valores más bajos de biomasa del fitoplancton (concentraciones de Cl "a") en la zona trofogénica (0-5 y 10 m) se registraron en el verano de 1973 (media de 7'1 mg/m³ de Cl "a"). En el resto de las estaciones, los valores medios fueron superiores a 12 mg/m³, destacando los máximos habidos en otoño (20'6 mg/m³ en Octubre 1973) e invierno (21'6 mg/m³ en Febrero 1974).

Existe un marcado paralelismo en la evolución en el tiempo de las concentraciones de clorofila "a", "b" y "c" y fundamentalmente entre las clorofilas "a" y "c". Esto último es lógico si tenemos en cuenta la preponderancia de las diatomeas en el fitoplancton de las aguas del embalse.

El valor medio del índice D_{430}/D_{665} en la zona trofogénica es de 2'4, valor que coincide con el extremo superior del intervalo (1'4-2'4) que Margalef (1974) considera indicativo de aguas eutróficas. El intervalo de variación del índice fué de 1'91 (Enero 1973) a 3'28 (Junio 1973).

8) A partir del análisis de los parámetros indicadores de eutrofización (Oxígeno disuelto en el fondo, nutrientes, concentración de clorofila "a", índice D_{430}/D_{665}) podemos definir el embalse de San Juan como MODERADAMENTE EUTROFICO, durante el periodo de tiempo estudiado por nosotros.

9) La sucesión de los grupos de algas planctónicas dominantes entre Abril de 1973 y Enero de 1974 fué:

CIANOFITAS: Primavera-Verano (Junio-Julio) 1973

CLOROFITAS: Verano (Agosto) Otoño (Septiembre) 1973

DIATOMEAS : Otoño (Octubre-Noviembre) Invierno (Diciembre-Enero)

10) La contaminación de las aguas del embalse por bacterias coliformes, coliformes fecales, enterococos y clostridium sulfito-reductores, fué máxima durante el invierno de 1973 y mínima en verano y otoño del mismo año principalmente en la última.

Se demuestra la existencia de relación entre los máximos de precipitación total (invierno 1972-73, primavera 1973) y los máximos de bacterias indicadoras de contaminación fecal, de origen animal y humano, en las mismas estaciones.

La coincidencia también es efectiva para el mínimo de precipitación total en verano de 1973 y uno de los mínimos registrados en el contenido bacteriano de contaminación fecal en la misma estación.

7.2. SISTEMA: AFLUENTES (RIOS ALBERCHE Y COFIO) - EMBALSE DE SAN JUAN - EFLUENTE (PIE DE PRESA)

1) Importante APOORTE DE NUTRIENTES al embalse por los RIOS AFLUENTES.

En el caso de los FOSFATOS, la concentración en las aguas de los ríos Alberche y Cofio es 33 y 11 veces superior a la de la zona trofогénica del embalse.

Respecto a los NITRATOS, los mismos ríos, presentan concentraciones a su vez 13 y 33 veces superiores a las de la misma zona del embalse.

En relación a los APORTE DE MATERIA ORGANICA, medidos por la DBO_5 y DQO, hay que decir que los valores de estos parámetros en los ríos afluentes son aproximadamente el DOBLE de los encontrados en la zona trofогénica del embalse.

2) Las aguas que el RIO COFIO vertía en el embalse tenían un apreciable grado de CONTAMINACION BACTERIANA de origen fecal, conteniendo dichas aguas cantidades de bacterias de los tipos coliforme, colifecal, clostridium y enterococo, del orden de 12; 1'3; 2 y 11 veces superiores a las de las aguas de la zona trofогénica del embalse.

Respecto al RIO ALBERCHE, la cantidad de bacterias indicadoras de contaminación fecal lejana (en el tiempo) fué superior a la registrada en la zona trofогénica del embalse (clostridium 1,2 veces y enterococos 4 veces respectivamente), mientras que las bacterias indicadoras de contaminación fecal próxima (coliformes y colifecales) fueron inferiores (1,6 y 10 veces respectivamente) en relación a la misma zona del embalse.

3) La BIOMASA DEL FITOPLANCTON existente en las aguas del río Alberche fué superior a la del embalse (zona trofогénica). En este sentido cabe señalar que las concentraciones de clorofila "a", "b" y "c" fueron 3; 5,4 y 3,9 veces superiores en el río Alberche respecto a la zona trofогénica del embalse.

En el RIO COFIO, las concentraciones de los tres tipos de clorofila mencionados anteriormente fueron inferiores (1,6 veces aproximadamente) respecto a las existentes en la zona trofогénica del embalse).

4) Respecto a las aguas del EFLUENTE en pié de presa, desde un punto de vista QUIMICO son prácticamente similares a las de la zona trofolítica del embalse pero no a las de la zona trofогénica, destacando el valor de la concentración de fosfatos, cuatro veces superior en las aguas del efluente (PERDIDA DE FOSFORO).

5) Las concentraciones de CLOROFILA son inferiores en el efluente respecto a la zona trofогénica del embalse (1,3; 1,4 y 1,1 de Cl "a", "b" y "c" respectivamente).

6) La CONTAMINACION BACTERIANA de origen fecal en las aguas del efluente es bastante superior tanto a la del embalse como a la de los ríos afluentes.

Respecto a la zona trofогénica del embalse, las cantidades de bacterias de los tipos coliforme, colifecal, clostridium y enterococos fueron 6; 7,9; 5,4 y 12,7 veces superiores respectivamente en las aguas del efluente.

Finalmente y a la vista de las conclusiones extraídas en la presente Tesis Doctoral, sólo resta dirigir una llamada de atención a cerca del peligro derivado de un posible incremento paulatino del grado de EUTROFIZACION de las aguas del embalse debido tanto a la contaminación directa del embalse (urbanizaciones, bañistas, deportes acuáticos, etc.) como a la que aportan los propios afluentes (ríos Alberche y Cofio principalmente).

CAPITULO VIIIEMBALSE DE SAN JUANPENETRACION DE LUZTABLA I *

FECHA	HORA	PROFUNDIDAD (m)	PENETRACION %
23-1-73	13h.15m.	0	100
		5	17
		10	3
		15	-
20-2-73	12h.	0	100
		5	10
		10	1
		15	-
20-3-73	13h.15m.	0	100
		5	14
		10	2
		15	-
30-4-73	13h.	0	100
		5	32
		10	10
		15	3
28-5-73	14h.10m.	0	100
		5	17
		10	3
		15	0

* El guión (excepto en la Tabla nº. VIII que significa que la especie está presente en cantidades inferiores a una célula por mililitro) indica falta del dato correspondiente.

TABLA I (continuación)

FECHA	HORA	PROFUNDIDAD (m)	PENETRACION %
25-6-73	13h.	0	100
		5	39
		10	15
		15	6
9-7-73	-	0	100
		5	45
		10	21
		15	10
30-8-73	14h.30m.	0	100
		5	37
		10	14
		15	5
29-10-73	14h.	0	100
		5	21
		10	5
		15	1
27-11-73	13h.15m.	0	100
		5	43
		10	18
		15	7
18-12-73		0	100
		5	41
		10	16
		15	6
15-1-74	13h.	0	100
		5	41
		10	17
		15	7

TABLA I (continuación)

FECHA	HORA	PROFUNDIDAD (m)	PENETRACION %
16-2-74	12h.35m.	0	100
		5	14
		10	2
		15	0

EMBALSE DE SAN JUAN

TABLA II

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	OXIGENO CELULA GALVANICA	OXIGENO WINKLER	TEMPERATURA (°C)	pH	CONDUCTIVIDAD μmhos/cm	RESIDUO 110°C mg/l
10-6-72	0	11'6	-	20'5	-	-	-
	5	10'6	-	20'5	-	-	-
	10	8'6	-	13'5	-	-	-
	20	7'8	-	11'5	-	-	-
	30	8'4	-	10	-	-	-
	40	7'0	-	9'2	-	-	-
	50	4'1	-	8'5	-	-	-
	58'5	1'3	-	8'4	-	-	-
20-7-72	0	6'1	-	24	-	-	-
	5	7'2	-	22'5	-	-	-
	10	7'0	-	14'7	-	-	-
	20	5'8	-	13'2	-	-	-
	30	6'7	-	12	-	-	-
	40	4'5	-	10'4	-	-	-
	50	0'2	-	8'6	-	-	-
	58'5	0'2	-	8'5	-	-	-
26-9-72	0	-	-	17'3	-	-	-
	5	-	-	17'0	-	-	-
	10	-	-	17	-	-	-
	20	-	-	16	-	-	-
	30	-	-	15'5	-	-	-
	40	-	-	12	-	-	-
	50	-	-	9	-	-	-
	57'5	-	-	9	-	-	-
31-10-72	0	9'5	-	14'5	-	-	-
	5	9'5	-	14'5	-	-	-
	10	9'4	-	14'4	-	-	-
	20	8'2	-	14	-	-	-
	30	8'5	-	13'4	-	-	-
	40	8'9	-	13	-	-	-
	50	0'5	-	9'5	-	-	-
	58	0'9	-	9	-	-	-

TABLA II (continuación)

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	OXIGENO CELULA GALVANICA	OXIGENO WINKLER	TEMPERATURA (°C)	pH	CONDUCTIVIDAD μ mhos/cm	RESIDUO 110°C mg/l
16-11-72	0	5'3	-	13	7'2	-	-
	5	4'4	-	13	7'3	-	-
	10	4'1	-	13	7'3	-	-
	20	3'7	-	12'2	7'2	-	-
	30	3'8	-	11'6	7'2	-	-
	40	3'7	-	11'5	7'2	-	-
	50	3'0	-	10'7	7'0	-	-
	58	0	-	9	-	-	-
12-12-72	0	8'0	10'0	10'3	8'1	58	-
	5	7'8	9'8	10'3	8'3	58	-
	10	7'9	9'7	10'1	7'9	52	-
	20	7'5	9'1	9'6	7'8	58	47
	30	8'0	10'2	9'4	7'9	61	-
	40	8'3	7'9	9'1	7'6	58	-
	50	8'6	-	9'0	7'7	63	-
	59	8'6	9'3	9	-	-	-
23-1-73	0	11'1	12'8	6'5	8'6	58	-
	5	11'1	11'2	6'5	8'4	54	-
	10	11'1	11'0	6'5	8'2	51	-
	20	11'1	11'7	6'5	8'4	55	40
	30	11'1	10'3	6'5	8'1	52	-
	40	11'1	10'9	6'5	7'9	58	-
	50	10'3	10'7	6'5	7'7	61	-
	59	10'2	11	6	8'2	58	-
20-2-73	0	11'5	11'3	6	7'3	65	-
	5	11'7	-	6	-	-	-
	10	11'7	-	6	-	-	-
	20	12'0	11'1	6	7'4	51	49
	30	12'0	9	6	8'8	59	-
	40	12'0	11'7	6	8'0	51	-
	50	12'0	11'3	6	8'7	53	-
	56	12'0	11'0	6	7'8	65	-
20-3-73	0	12'7	12'9	8	8'3	54	-
	5	12'2	11'8	7'5	8'1	50	-
	10	12'3	11'8	7'4	8'1	49	-
	20	11'0	11'1	7	8'0	50	42
	30	10'6	10'7	6'9	8'0	52	-
	40	10'1	10'2	6'5	7'8	52	-
	50	9'3	-	6'5	-	-	-
	56	8'8	8'7	6'5	7'7	53	-

TABLA II (continuación)

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	OXIGENO CELULA GALVANICA	OXIGENO WINKLER	TEMPERATURA (°C)	PH	CONDUCTIVIDAD μmhos/cm	RESIDUO 110°C mg/l
30-4-73	0	-	11'6	14'2	8'7	54	-
	5	-	10'3	12'3	7'8	57	-
	10	-	9'2	11'5	7'5	52	-
	20	-	8'5	9	7'3	74	71
	30	-	9'0	8'6	8'1	70	-
	40	-	7'7	7'6	7'3	54	-
	50	-	6'0	7'1	7'1	54	-
	56	-	5'1	7	6'9	56	-
28-5-73	0	11'2	10'7	20'6	9'0	54	-
	5	12'3	10'6	20	8'9	52	-
	10	7'2	7'7	14'9	8'4	70	-
	20	8'1	7'4	12'5	7'6	52	46
	30	8'1	7'9	10'9	7'5	65	-
	40	5'5	5'7	11	7'2	49	-
	50	3'1	3'4	10'1	7'0	57	-
	58'5	1'8	1'7	10	6'9	60	-
25-6-73	0	11'3	9'9	22'5	8'8	61	-
	5	8'3	6'3	18'5	8'2	71	-
	10	5'7	5'5	14'5	7'4	57	-
	20	6'7	6'0	12'9	7'5	69	28
	30	6'8	6'3	12	7'6	69	-
	40	5'1	4'8	9'4	7'6	50	-
	50	0'5	0'8	7'9	7'5	80	-
	57	0'5	0	7'9	7'0	57	-
9-7-73	0	9'9	9'0	23'5	8'5	74	-
	5	8'5	7'4	20	8'0	74	-
	10	5'0	4'5	14'2	7'8	53	-
	20	6'0	5'9	12	7'5	51	28
	30	5'3	5'3	11	7'6	54	-
	40	2'1	2'6	8'4	7'4	59	-
	50	0'5	0'7	7	7'2	61	-
	57	0'9	0'7	7	7'2	82	-
30-8-73	0	-	10'0	-	9	-	-
	5	-	4'3	-	7	-	-
	10	-	4'1	-	6'8	-	-
	20	-	4'0	-	6'8	-	-
	30	-	3'9	-	6'8	-	-
	40	-	0'7	-	6'6	-	-
	50	-	0'7	-	6'7	-	-
	57	-	0	-	6'6	-	-

TABLA II (continuación)

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	OXIGENO CELULA GALVANICA	OXIGENO WINKLER	TEMPERATURA (°C)	pH	CONDUCTIVIDAD μmhos/cm	RESIDUO 110°C mg/l
25-9-73	0	7'9	7'3	17'8	7'1	61	45
	5	7'8	6'9	17'8	7'3	62	49
	10	7'6	6'9	17'5	7'3	40	39
	20	3'0	3'1	15'6	7'4	42	24
	30	2'6	3'0	15	7'3	59	42
	40	0'2	0'8	12'6	7'3	47	28
	50	0	0'6	7'5	7'2	59	27
	57	0'4	0'2	7'4	7'2	111	63
29-10-73	0	7'6	8'2	16'5	8'1	81	58
	5	7'4	7'2	16	7'7	46	29
	10	7'0	7'1	15'8	7'6	45	32
	20	7'2	7'2	15'8	7'6	46	32
	30	7'4	7'3	15'6	7'8	78	57
	40	3'6	0'6	15'0	7'7	51	35
	50	0'4	0'4	9'5	7'6	75	50
	57	0'6	0'2	9'1	7'2	88	55
27-11-73	0	-	8'3	12'3	8'6	84	37
	5	-	8'2	12'4	8'4	63	44
	10	-	8'2	12'3	8'4	61	35
	20	-	8'2	12'2	8'2	57	45
	30	-	7'8	12'2	8'1	61	38
	40	-	6'9	11'4	8'0	53	33
	50	-	0	8	7'4	97	64
	55	-	0	7'6	7'1	100	54
18-12-73	0	8'6	8'6	8'7	7'2	55	28
	5	7'7	8'4	8'7	7'4	80	44
	10	7'8	8'5	8'6	7'5	82	41
	20	7'8	8'3	8'6	7'4	60	29
	30	7'0	7'4	8'6	7'3	65	35
	40	5'9	5'3	8'6	7'3	53	28
	50	0'9	-	8'2	-	-	-
	52	0	0	8'2	7'0	81	58
15-1-74	0	-	9'5	8	7'4	57	21
	5	-	9'8	7'9	7'4	55	34
	10	-	9'3	7'5	7'5	55	36
	20	-	9'2	7'5	7'5	68	50
	30	-	8'6	7	7'5	56	38
	40	-	8'3	6'5	7'5	55	34
	50	-	-	6'4	-	-	-
	52	-	8'2	6'4	7'5	55	25

TABLA II (continuación)

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	OXIGENO CELULA GALVANICA	OXIGENO WINKLER	TEMPERATURA (°C)	pH	CONDUCTIVIDAD μmhos/cm	RESIDUO 110°C mg/l
16-2-74	0	-	11'2	6'5	7'6	89	29
	5	-	10'9	6'5	7'5	58	30
	10	-	10'7	6'5	7'4	60	30
	20	-	10'5	6'5	7'6	76	41
	30	-	10'2	6'4	7'5	53	28
	40	-	10'1	6'3	7'8	81	37
	50	-	10'2	6'0	7'5	55	28
	59	-	9'9	6'0	7'4	58	22

EMBALSE DE SAN JUAN

TABLA III

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	AMONIO $N_2(NH_4^+)$ mg/l. N_2	NITRATOS $N_2 NO_3^-$ mg/l. N_2	NITRITOS $N_2 NO_2^-$ mg/l. N_2	SILICE mg/l.	FOSFATOS $P_2(P_2O_4^{3-})$ mg/l. P_2
16-11-72	0	0	0'226	0'1	-	0
	5	0	0'226	0'1	-	0
	10	0	0'203	0'1	-	0
	20	0	0'316	0'1	-	0'1
	30	0	0'294	0'1	-	0'1
	40	0	0'294	0'1	-	0'1
	48	0'40	0'248	0'1	-	0'1
12-12-72	0	Indicios	0'316	0'005	-	0
	5	"	0'316	0'006	-	0'1
	10	"	0'452	0'01	-	0'1
	20	"	0'361	0'015	3'3	0'1
	30	"	0'361	0'017	-	0'1
	40	"	0'361	0'016	-	0'1
	49	"	0'452	0'017	-	0'1
23-1-73	0	0'12	-	-	-	-
	5	0'13	-	-	-	-
	10	0'17	-	-	-	-
	20	0'21	0'113	-	4'1	-
	30	0'22	-	-	-	-
	40	0'22	-	-	-	-
	50	0'30	-	-	-	-
20-2-73	59	0'30	-	-	-	-
	0	0'038	-	0	-	0
	5	-	-	-	-	-
	10	-	-	-	-	-
	20	0'043	0'271	0	3'9	0'38
	30	0'043	-	0	-	0'25
	40	0'023	-	0	-	0'10
	50	0'028	-	0	-	0'10
	56	0'06	-	0	-	0'10

TABLA III (continuación)

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	AMONIO ⁺ N ₂ (NH ₄) mg/l. N ₂	NITRATOS N ₂ NO ₃ ⁻ mg/l. N ₂	NITRITOS N ₂ NO ₂ ⁻ mg/l. N ₂	SILICE mg/l.	FOSFATOS P ₂ (PO ₄) ₃ ⁼ mg/l. P ₂
20-3-73	0	0'131	-	0'006	-	0'10
	5	0'133	-	0'005	-	0'10
	10	0'126	-	0'005	-	0'10
	20	0'130	0'203	0'005	1'4	0'10
	30	0'127	-	0'003	-	0'10
	40	0'132	-	0'005	-	0'10
	50	-	-	-	-	-
	56	0'205	-	0'005	-	0'10
30-4-73	0	0'34	-	0'01	-	0
	5	0'39	-	0'001	-	0
	10	0'39	-	0'005	-	0'35
	20	0'40	0'113	0'007	2'9	0'10
	30	0'45	-	0'004	-	0'10
	40	0'50	-	0'005	-	0'10
	50	0'69	-	0'025	-	0'10
	56	1'07	-	0'012	-	0'10
28-5-73	0	0'30	-	0	-	0
	5	0'26	-	0	-	0'10
	10	0'26	-	0'005	-	0'18
	20	0'31	0'113	0'004	2'4	0'18
	30	0'2	-	0	-	0'18
	40	0'24	-	0	-	0'10
	50	0'30	-	0'001	-	0'10
	57	0'39	-	0'01	-	0'10
25-6-73	0	0'24	-	0'001	-	0
	5	0'33	-	0'004	-	0
	10	0'30	-	0'005	-	0
	20	0'26	0'090	0'003	5'0	0
	30	0'23	-	0'001	-	0
	40	0'26	-	0'003	-	0
	50	0'34	-	0'008	-	0
	57	0'78	-	0'03	-	0'075
9-7-73	0	0'22	-	0'001	-	0'0179
	5	0'23	-	0'001	-	0'0179
	10	0'2	-	0'001	-	0'0196
	20	0'215	0'158	0'001	4'6	0'0117
	30	0'210	-	0'001	-	0'0179
	40	0'2	-	0'001	-	0'0320
	50	0'60	-	0'012	-	0'0578
	57	1'11	-	0'014	-	0'124

TABLA III (continuación)

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	AMONIO $\text{N}_2(\text{NH}_4^+)$ mg/l. N_2	NITRATOS N_2NO_3^- mg/l. N_2	NITRITOS N_2NO_2^- mg/l. N_2	SILICE mg/l.	FOSFATOS $\text{P}_2(\text{PO}_4^{3-})$ mg/l. P_2
30-8-73	0	0'48	-	0'001	-	0
	5	0'38	0'113	0'001	5'2	0'0153
	10	0'39	0'226	0'007	6'7	0'0147
	20	0'27	0'226	0'001	5'7	0'0300
	30	0'40	0'113	0	5'7	0'0460
	40	0'65	0'406	0'031	5'4	0'0460
	50	1'05	0'655	0'019	4'7	0'0692
	57	1'73	0'294	0'002	6'2	0'163
25-9-73	0	-	0'203	0'003	6'0	0'0046
	5	0'24	0'203	0'003	6'0	0'0046
	10	0'27	0'181	0'003	6'0	0'0117
	20	0	0'361	0'003	6'0	0'0104
	30	-	0'384	0'002	6'4	0'0235
	40	0'275	0'361	0'005	6'2	0'0431
	50	0'800	0'203	0'003	5'7	0'0111
	57	1'07	0'181	0'005	6'2	0'300
29-10-73	0	0'32	0'113	0'002	2'7	0'0078
	5	0'295	0'136	0'001	2'9	0'0039
	10	0'31	0'136	0'001	2'9	0'0039
	20	0'28	0'181	0'002	2'6	0'0039
	30	0'34	0'158	0'002	2'6	0'0078
	40	0'53	0'090	0'002	6'0	0'0098
	50	3'36	0'136	0'002	5'9	0'228
	57	2'66	0'113	0'004	6'6	0'424
27-11-73	0	0'40	0'113	0	0'8	0'0078
	5	0'30	0'113	Indicios	1'0	0'0078
	10	0'37	0'113	0	1'0	0'0121
	20	0'38	0'113	0	0'8	0'0137
	30	0'35	0'113	0	0'8	0'0196
	40	0'50	0'113	Indicios	1'3	0'0228
	50	1'87	0'136	"	5'9	0'0405
	55	2'40	0'248	"	7'2	0'0920
18-12-73	0	0'35	0'068	0'001	0'8	0'0153
	5	0'36	0'068	0'001	1'0	0'0173
	10	0'37	0'068	0'007	0'8	0'0137
	20	0'25	0'068	0'001	0'8	0'0153
	30	0'40	0'113	0'002	1'0	0'0228
	40	0'55	0'090	0'001	1'3	0'0251
	50	-	-	-	-	-
	52	2'00	0'192	0'006	6'2	0'303

TABLA III (continuación)

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	AMONIO $N_2(NH_4^+)$ mg/l. N_2	NITRATOS $N_2 NO_3^-$ mg/l. N_2	NITRITOS $N_2 NO_2^-$ mg/l. N_2	SILICE mg/l.	FOSFATOS $P_2(PO_4^{3-})$ mg/l. P_2
15-1-74	0	0'30	0'106	0'001	0'5	0'0104
	5	0'35	0'226	0'001	0'8	0'0144
	10	0'40	0'226	0	1'0	0'0215
	20	0'45	0'361	0'003	5'2	0'0535
	30	0'47	0'339	0'001	2'9	0'0418
	40	0'46	0'226	0'004	1'8	0'0254
	50	-	-	-	-	-
	52	0'50	0'169	0'004	1'3	0'0238
16-2-74	0	0'25	0'068	0'001	1'6	0'0104
	5	0'50	0'169	0	1'8	0'0147
	10	0'50	0'068	0	1'8	0'0163
	20	0'35	0'113	0	2'1	0'0163
	30	0'50	0'090	0	2'1	0'0173
	40	0'55	0'113	0	2'6	0'0179
	50	0'30	0'068	0'001	3'9	0'131
	59	0'45	0'192	0'003	3'9	0'183

EMBALSE DE SAN JUAN

TABLA IV

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	CALCIO mg/l.	MAGNESIO mg/l.	SODIO mg/l.	POTASIO mg/l.	BICARBONATOS mg/l.	SULFATOS mg/l.	CLORUROS mg/l.
12-12-72	20	3	6	4	0	28'8	8'0	-
23-1-73	20	6	1	5	1	28'8	5'5	4'3
21-2-73	20	1'5	8	5	1	34'5	2'0	4'3
20-3-73	20	6	1	4	1	28'8	2'0	4'6
30-4-73	20	13	1	4	1	41'0	3'0	6'6
28-5-73	20	5	4	6	1	31'5	6'0	2'7
25-6-73	20	10	0	4	1	44'1	0'0	4'0
9-7-73	20	6	2	4	1	31'5	6'0	3'3
25-9-73	0	8	5	4	1	25'2	9'5	4'1
	5	8	2	4	1	31'5	9'5	4'1
	10	5	3	4	1	25'2	3'5	4'1
	20	5	2	4	1	18'9	3'5	4'1
	30	6	3	4	1	31'5	15'0	4'1
	40	6	2	5	1	25'2	7'0	4'1
	50	3	5	5	1	25'2	6'0	4'8
	57	16	4	6	1	69'3	9'5	4'8
29-10-73	0	14	1	3	1	50'4	3'0	4'1
	5	4	2	4	1	18'9	3'5	4'1
	10	6	2	4	1	31'5	4'5	3'4
	20	6	1	3	1	25'2	3'5	4'8
	30	13	1	4	1	44'1	8'0	4'1
	40	8	1	4	1	31'5	5'0	3'4
	50	13	0	4	1	37'8	4'5	4'8
	57	11	3	4	1	56'7	5'0	3'4

TABLA IV (continuación)

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	CALCIO mg/l.	MAGNESIO mg/l.	SODIO mg/l.	POTASIO mg/l.	BICARBONATOS mg/l.	SULFATOS mg/l.	CLORUROS mg/l.
27-11-73	0	5	4	5	1	23'6	0'0	2'7
	5	5	3	4	1	23'6	0'0	4'0
	10	10	1	5	1	35'3	1'5	2'7
	20	8	2	4	1	35'3	1'5	4'0
	30	7	2	4	1	23'6	1'5	2'7
	40	8	2	4	1	23'6	1'5	2'7
	50	13	4	5	4	35'3	0'0	2'0
	55	11	7	5	1	58'9	0'0	2'0
18-12-73	0	3	5	4	3	29'5	3'5	6'0
	5	10	1	4	8	29'5	2'5	10'0
	10	10	1	4	11	23'6	2'5	12'7
	20	6	1	4	5	23'6	3'5	8'0
	30	6	2	4	6	23'6	2'5	8'0
	40	8	0	4	1	23'6	2'5	3'4
	50	-	-	-	-	-	-	-
	52	6	8	4	2	41'2	3'5	8'0
15-1-74	0	5	1	5	1	17'7	2'5	3'3
	5	6	3	5	1	29'5	5'0	4'7
	10	6	1	5	1	23'6	5'0	4'0
	20	11	2	5	1	23'6	8'5	4'7
	30	8	0	5	1	23'6	7'0	4'0
	40	8	0	5	1	23'6	2'5	4'7
	50	-	-	-	-	-	-	-
	52	8	0	5	1	23'6	5'0	3'3
16-2-74	0	13	2	4	1	47'1	2'0	6'0
	5	3	4	4	1	29'5	3'0	4'0
	10	8	1	5	1	41'2	2'0	4'0
	20	10	5	5	1	47'1	2'0	4'0
	30	8	1	4	1	29'5	0'0	5'4
	40	13	3	5	1	58'9	0'0	4'7
	50	5	4	5	1	29'5	2'0	5'4
	59	6	2	5	1	29'5	3'0	4'7

EMBALSE DE SAN JUANTABLA V

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	D.O. ₅ mg/l. O ₂	D.O. ₀ mg/l. O ₂	DETERGENTES ANIONICOS mg/l.
16-11-72	0	-	4'4	-
	5	-	3'4	-
	10	-	3'4	-
	20	-	3'6	-
	30	-	3'3	-
	40	-	3'4	-
	48	-	4'0	-
12-12-72	0	1	4'1	-
	5	2	3'1	-
	10	2	3'2	-
	20	1	4'2	-
	30	2	4'3	-
	40	3	4'6	-
	49	2	4'7	-
23-1-73	0	-	2'6	0'06
	5	-	3'0	0'08
	10	-	3'5	0'06
	20	-	3'0	0'06
	30	-	3'1	0'12
	40	-	3'6	0'06
	50	-	3'8	0'06
	59	-	4'8	0'07
21-2-73	0	4	3'1	-
	5	-	-	-
	10	-	-	-
	20	3	3'9	-
	30	3	3'5	-
	40	3	3'2	-
	50	3	3'1	-
	56	3	3'0	-

TABLA V (continuación)

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	D.B.O. ₅ mg/l. O ₂	D.Q.O. mg/l. O ₂	DETERGENTES ANIONICOS mg/l.
20-3-73	0	3	2'7	Indicios
	5	3	2'9	"
	10	3	2'6	"
	20	3	2'8	"
	30	2	4'0	"
	40	3	2'8	"
	50	-	-	"
	56	6	3'0	Indicios
30-4-73	0	2	2'7	0
	5	3	3'0	0
	10	2	2'9	0
	20	1	2'3	0
	30	1	2'6	0
	40	1	2'8	0
	50	1	2'6	0
	56	5	3'6	0
28-5-73	0	2	4'1	0
	5	5	4'8	0
	10	1	4'2	0
	20	3	4'1	0
	30	1	3'0	0
	40	1	3'4	0
	50	3	3'9	0
	57	2	3'3	0
25-6-73	0	1	3'8	0
	5	1	4'3	0
	10	2	4'2	0
	20	2	3'8	0
	30	1	3'1	0
	40	2	3'4	0
	50	1	3'9	0
	57	1	3'3	0
10-7-73	0	2	3'2	0
	5	3	3'4	0
	10	2	3'9	0
	20	2	3'4	0
	30	1	3'2	0
	40	1	3'2	0
	50	1	3'4	0
	57	2	3'2	0

TABLA V (continuación)

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	D.B.O ₅ mg/l. O ₂	D.Q.O. mg/l. O ₂	DETERGENTES ANIONICOS mg/l.
30-8-73	0	2	3'8	0
	5	1	3'4	0
	10	1	3'8	0
	20	1	2'6	0
	30	1	3'0	0
	40	1	1'6	0
	50	1	3'3	0
	57	2	5'0	0
25-9-73	0	2	3'1	-
	5	3	3'2	-
	10	3	3'0	-
	20	2	2'4	-
	30	2	2'4	-
	40	3	2'3	-
	50	4	2'3	-
	57	4	2'7	-
29-10-73	0	2	3'8	0
	5	2	2'9	0
	10	2	2'7	0
	20	2	2'8	0
	30	2	2'7	0
	40	2	3'3	0
	50	3	3'2	0'030
	57	6	4'3	0'040
27-11-73	0	1	2'0	-
	5	2	2'4	-
	10	1	2'3	-
	20	1	2'5	-
	30	1	2'8	-
	40	1	2'9	-
	50	1	4'1	-
	55	3	5'1	-
18-12-73	0	-	3'1	-
	5	-	2'9	-
	10	-	2'9	-
	20	-	3'3	-
	30	-	3'0	-
	40	-	3'1	-
	50	-	-	-
	52	-	4'8	-

TABLA V (continuación)

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	D.B.O. ₅ mg/l. O ₂	D.Q.O. mg/l. O ₂	DETERGENTES ANIONICOS mg/l.
15-1-74	0	0	2'8	-
	5	1	2'5	-
	10	1	3'1	-
	20	1	3'9	-
	30	4	3'1	-
	40	0	2'5	-
	50	-	-	-
	52	1	3'5	-
16-2-74	0	3	2'9	-
	5	4	3'0	-
	10	3	2'6	-
	20	2	2'7	-
	30	3	3'0	-
	40	3	2'9	-
	50	3	3'1	-
	59	3	3'0	-

EMBALSE DE SAN JUAN

TABLA VI

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	CLOROFILA "a" mg/m ³	CLOROFILA "b" mg/m ³	CLOROFILA "c" mg/m ³	D ₄₃₀ /D ₆₆₅	PRODUCCION PRIMARIA mg C/m ³ /h
31-10-72	0	8'41	0'34	3'92	2'43	6'79
	5	7'32	0'38	4'24	2'43	-
	10	7'23	0'49	6'07	2'45	-
	20	2'01	0	1'07	2'71	-
	30	3'91	0'16	2'41	2'49	-
	40	-	-	-	-	-
	50	3'31	0	1'68	0'82	-
	56	69'7	3'55	28'6	2'60	-
16-11-72	0	15'64	0'74	9'96	2'34	10'12
	5	17'79	0'54	9'55	2'36	-
	10	17'61	0'37	9'76	2'40	-
	20	5'07	0	2'21	2'39	-
	30	9'59	0'05	4'95	2'46	-
	40	9'59	0	5'76	2'39	-
	48	3'69	0	2'22	2'68	-
12-12-72	0	15'24	0'64	7'61	2'40	6'71
	5	15'13	0'80	8'00	2'45	-
	10	17'42	0	8'81	2'49	-
	20	11'14	0'78	5'25	2'43	-
	30	11'38	0'89	5'58	2'42	-
	40	9'25	0'66	4'39	2'46	-
	49	8'47	0'74	4'32	2'60	-
23-1-73	0	10'78	0	4'91	2'28	6'15
	5	11'83	0	5'02	2'29	-
	10	10'98	0	4'58	1'15	-
	20	11'52	0'14	6'06	2'13	-
	30	10'63	0'15	4'35	2'30	-
	40	11'85	0	2'39	2'30	-
	50	6'04	0'24	2'40	2'42	-
	59	7'90	0'7	4'77	2'66	-

TABLA VI (continuación)

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	CLOROFILA "a" mg/m ³	CLOROFILA "b" mg/m ³	CLOROFILA "c" mg/m ³	D ₄₃₀ /D ₆₆₅	PRODUCCION PRIMARIA mg C/m ³ /h
20-2-73	0	17'79	0'65	9'85	2'19	8'34
	5	-	-	-	-	-
	10	-	-	-	-	-
	20	20'46	0'66	9'61	2'23	-
	30	14'0	0'31	6'45	2'26	-
	40	20'6	0'70	10'10	2'20	-
	50	19'47	0'43	10'23	2'18	-
	56	20'11	0'43	10'05	2'19	-
20-3-73	0	21'80	1'5	12'3	2'38	7'24
	5	17'14	1'65	9'07	2'36	-
	10	12'05	0'91	6'83	2'34	-
	20	7'95	0'77	4'21	2'40	-
	30	7'79	0'5	4'54	2'35	-
	40	5'78	0'98	4'02	2'36	-
	50	-	-	-	-	-
	56	11'98	1'58	6'35	2'24	-
30-4-73	0	12'30	0'29	5'47	2'55	5'63
	5	19'49	1'38	9'20	2'31	-
	10	11'71	0'72	4'77	2'43	-
	20	5'86	0'36	3'63	2'61	-
	30	5'18	0	3'58	2'74	-
	40	4'32	0	1'89	4'81	-
	50	5'30	0'55	3'89	2'62	-
	56	50'45	6'99	33'71	2'55	-
28-5-73	0	14'18	0'95	7'80	2'53	9'13
	5	16'45	0'79	6'25	2'44	-
	10	5'04	0'90	1'75	2'71	-
	20	2'74	0'48	0'69	2'74	-
	30	2'21	0'22	1'80	2'59	-
	40	2'16	0'64	1'51	5'77	-
	50	1'74	0'45	0'94	6'38	-
	57	2'54	0'31	1'49	2'65	-
25-6-73	0	9'69	0'34	0'88	2'44	6'13
	5	1'78	0'24	0	3'00	-
	10	0'63	0	0	4'40	-
	20	0'35	0'34	0	4'25	-
	30	0'92	0'83	2'19	-	-
	40	0'51	0	3'29	-	-
	50	1'14	0'07	0	3'33	-
	57	-	-	59'7	-	-

TABLA VI (continuación)

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	CLOROFILA "a" mg/m ³	CLOROFILA "b" mg/m ³	CLOROFILA "c" mg/m ³	D ₄₃₀ /D ₆₆₅	PRODUCCION PRIMARIA mg C/m ³ /h
9-7-73	0	11'37	0'28	1'65	2'16	3'11
	5	9'58	0'06	1'67	2'06	-
	10	1'45	0	1'00	3'57	-
	20	0'54	0'15	0'51	5'50	-
	30	0'89	0	0'34	2'44	-
	40	0'99	0'13	1'23	2'60	-
	50	1'55	0'14	0'80	7'47	-
	57	6'93	0'54	2'66	3'43	-
30-8-73	0	9'83	2'43	4'35	2'67	6'01
	5	18'22	5'26	4'16	2'29	-
	10	1'15	0	0'96	2'44	-
	20	0'39	0	0	3'67	-
	30	0'40	0	0'12	3'17	-
	40	0'62	0'87	1'83	16'00	-
	50	0'57	0'07	0'70	2'40	-
	57	2'04	0'24	2'91	2'79	-
25-9-73	0	4'90	0'70	1'08	2'52	3'75
	5	6'91	1'05	1'70	2'57	-
	10	7'88	1'57	1'76	2'49	-
	20	0'64	0	0	3'60	-
	30	0'27	0	0'49	6'00	-
	40	0'64	0	0	3'67	-
	50	0'51	0	0'82	13'25	-
	57	1'77	0'07	1'63	7'42	-
29-10-73	0	19'46	0'16	6'86	2'26	14'19
		19'54	0'23	7'58	2'37	13'93
		20'16	0'26	8'32	2'25	14'76
		18'70	0'55	7'54	2'38	13'48
		19'77	0'10	8'33	2'39	-
		19'30	0'26	8'56	2'60	-
	5	19'83	0'80	8'98	2'28	-
		20'32	1'20	9'86	2'27	-
	10	22'14	0'93	10'46	2'36	-
		22'25	0'70	10'97	2'33	-
	20	22'53	0'57	11'27	2'48	-
		21'39	0'39	11'02	2'29	-
	30	22'36	0'55	10'18	2'33	-
		23'44	0'42	10'71	2'31	-
	40	11'78	0'14	3'94	2'83	-
		11'76	0'27	4'25	2'50	-

TABLA VI (continuación)

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	CLOROFILA "a" mg/m ³	CLOROFILA "b" mg/m ³	CLOROFILA "c" mg/m ³	D ₄₃₀ /D ₆₆₅	PRODUCCION PRIMARIA mg C/m ³ /h
29-10-73	50	1'78	0'09	0'26	3'13	-
		1'87	0	1'08	2'91	-
	57	26'54	1'14	13'18	2'71	-
		4'93	0'46	1'86	6'49	-
27-11-73	0	8'53	0'41 0'22	2'82	2'29 2'32	7'56
	5	9'05	0'58	3'14	2'23	-
		8'10	0'24	3'29	2'31	-
	10	8'47	0'20	1'81	2'25	-
		8'78	0'54	2'95	2'27	-
	20	7'92	0'21	4'68	2'53	-
		6'97	0'51	3'96	2'46	-
	30	7'63	0'44	3'87	2'45	-
		7'43	0'67	3'86	2'46	-
	40	6'32	0'17	2'59	2'50	-
		6'23	0'25	1'99	2'53	-
	50	2'08	0'33	0'77	3'38	-
		1'59	0'44	1'92	3'67	-
	55	5'72	0'77	2'69	3'23	-
		2'27	1'11	2'78	4'73	-
		3'98	0'40	2'12	3'75	-
18-12-73	0	5'40	0'43	2'66	2'34	5'34
		5'60	0'15	2'79	2'26	4'37
	5	6'04	0'35	2'67	2'26	-
	10	5'55	0'37	2'57	2'30	-
	20	5'34	0'13	2'94	2'96	-
	30	3'65	0'06	1'77	2'48	-
	40	2'98	0'32	1'66	2'66	-
	50	-	-	-	-	-
	52	3'90	0'22	2'70	3'91	-
		14'35	1'46	7'85	3'16	-
		88'80	4'76	26'67	2'93	-

TABLA VI (continuación)

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	CLOROFILA "a" mg/m ³	CLOROFILA "b" mg/m ³	CLOROFILA "c" mg/m ³	D ₄₃₀ /D ₆₆₅	PRODUCCION PRIMARIA mg C/m ³ /h
15-1-74	0	15'18	1'04	8'02	2'39	16'23
		15'80	1'00	8'11	2'37	16'81
		15'97	0'96	8'07	2'33	17'16
	5	9'93	0'69	3'70	2'19	-
		10'04	0'65	3'64	2'20	-
		10'56	0'56	3'59	2'32	-
	10	5'26	0'38	2'50	2'40	-
		5'32	0'36	2'47	2'49	-
		5'06	0'19	2'02	2'38	-
	20	3'96	0'56	1'26	2'32	-
		3'87	0'42	0'93	2'32	-
		4'16	0'34	0'51	2'38	-
	30	2'84	0'03	2'51	2'73	-
		3'04	0'22	1'44	2'35	-
		2'78	0'14	1'18	2'36	-
	40	3'60	0'48	2'24	2'40	-
		3'28	0'22	1'08	2'45	-
	50	-	-	-	-	-
	52	4'97	0'34	1'82	2'42	-
		4'34	0'26	1'93	2'47	-
		4'50	0'47	2'47	2'47	-
16-2-74	0	23'21	0'74	4'87	2'03	22'76
		22'76	0'91	5'34	2'07	23'66
		25'11	0'94	5'92	2'04	-
	5	20'69	0'92	5'06	2'08	-
		20'68	1'21	4'94	2'06	-
		22'02	0'78	5'58	2'08	-
	10	19'08	0'91	4'72	2'01	-
		20'57	0'94	5'38	2'01	-
		20'50	1'06	5'34	2'02	-
	20	16'14	0'70	4'58	2'08	-
		15'51	0'85	5'58	2'10	-
		16'00	0'84	4'37	2'13	-
	30	13'93	0'57	3'86	2'10	-
		14'22	0'77	3'90	2'11	-
		14'27	0'65	4'15	2'11	-

TABLA VI (continuación)

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	CLOROFILA "a" mg/m ³	CLOROFILA "b" mg/m ³	CLOROFILA "c" mg/m ³	D ₄₃₀ /D ₆₆₅	PRODUCCION PRIMARIA mg C/m ³ /h
16-2-74	40	8'36	0'36	3'41	2'41	-
	5	9'02	0'28	4'08	2'36	-
	50	7'65	0'32	3'35	2'48	-
		9'01	0'38	3'33	2'41	-
	59	17'76	0'45	6'82	2'37	-
		17'79	0'67	7'65	2'32	-
		17'26	0'92	6'82	2'42	-
	30	3'80	0'42	0'90	2'30	-
		4'16	0'30	0'51	2'33	-
		2'84	0'30	0'51	2'70	-
	40	3'04	0'20	1'27	2'33	-
		2'78	0'14	1'10	2'30	-
		3'00	0'40	2'21	2'40	-
16-2-74	50	3'28	0'20	1'08	2'45	-
		-	-	-	-	-
		-	-	-	-	-
	52	4'97	0'34	1'80	2'40	-
		4'34	0'28	1'93	2'40	-
		4'50	0'47	2'10	2'40	-
	0	23'01	0'74	4'80	2'03	22'78
		22'78	0'91	5'04	2'07	23'61
		25'11	0'94	5'92	2'04	-
	5	20'00	0'90	5'00	2'00	-
		20'68	1'21	4'91	2'06	-
		22'02	0'70	5'80	2'00	-
	10	19'08	0'91	4'70	2'01	-
		20'80	0'94	5'33	2'01	-
		20'80	1'00	5'04	2'01	-
	20	16'04	0'70	4'53	2'03	-
		16'51	0'88	5'33	2'10	-
		16'00	0'84	4'30	2'13	-
	30	15'00	1'50	5'00	2'10	-
		15'00	1'00	4'00	2'10	-

EMBALSE DE SAN JUANTABLA VII

FITOPLANKTON (El guión indica que la especie está presente en cantidad inferior a una célula por mililitro)

Fecha	30-4-73						
Profundidad (metros)	0	5	10	20	30	40	50 Fondo
<u>BACILLARIOPHYTA</u>							
Cyclotella sp.	-	-	-	-	-	-	-
Melosira sp.	0	640	830	1200	1390	1740	1730 -
Synedra acus	-	140	90	510	430	790	770 -
Asterionella formosa	0	0	0	0	0	0	0
Fragilaria crotonensis	0	0	0	0	0	0	0
Nitzschia palea	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia anfibia GRUN	-	-	-	-	-	-	-
<u>CHLOROPHYCEAE</u>							
Crucigenia irregularis	-	-	-	-	-	-	-
Actinastrum sp.	405	0	0	0	0	0	0
Coelastrum microsporum	0	0	0	0	0	0	0
Staurostrum sp.	0	0	0	0	0	0	0
Staurostrum paradoxum	0	0	0	0	0	0	0
Scenedesmus intermedius	-	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus quadricauda	-	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus sp.	-	-	-	-	-	-	-
Chlorella sp.	-	-	-	-	-	-	-
Pediastrum boryanum	0	0	0	0	0	0	0
Tetraedróm sp.	0	0	0	0	0	0	0
Monoraphidium irregulare	0	0	0	0	0	0	0
Monoraphidium minutum	0	0	0	0	0	0	0
<u>CYANOPHYCEAE</u>							
Oscillatoria splendida	-	9350	2000	-	-	-	-
Anabaena flos-aquae	-	-	-	-	-	-	-
Coelosphaerium Kuetzingianum	0	0	0	0	0	0	0
<u>DINOFLAGELLATAE</u>							
Peridinium sp.	0	0	0	0	0	0	0
<u>ZOOPLANKTON</u> (El número de Rotíferos viene expresado para 100 ml. y el de Crustáceos para 1 litro).							
ROTIFEROS	-	-	-	-	-	-	-
CRUSTACEOS	-	-	-	-	-	-	-

TABLA VII (continuación)

Fecha	28-5-73							
Profundidad (metros)	0	5	10	20	30	40	50	Fondo
<u>BACILLARIOPHYTA</u>								
Cyclotella sp.	-	-	-	-	-	-	-	-
Melosira sp.	430	260	140	210	340	530	340	-
Synedra acus	90	50	30	35	50	75	55	-
Asterionella formosa	0	0	0	0	0	0	0	0
Fragilaria crotonensis	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitzschia palea	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia anfibia GRUN	-	-	-	-	-	-	-	-
<u>CHLOROPHYCEAE</u>								
Crucigenia irregularis	-	-	-	-	-	-	-	-
Actinastrum sp.	0	0	-	0	-	-	0	-
Coelastrum microsporum	0	0	0	0	0	0	0	0
Staurostrum sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
Staurostrum paradoxum	0	0	0	0	0	0	0	0
Scenedesmus intermedius	-	-	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus quadricauda	0	0	0	0	0	0	0	0
Scenedesmus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
Chlorella sp.	-	-	-	-	-	-	-	-
Pediastrum boryanum	0	0	0	0	0	0	0	0
Tetraedrom sp.	-	-	-	-	-	-	-	-
Monoraphidium irregulare	0	0	0	0	0	0	0	0
Monoraphidium minutum	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>CYANOPHYCEAE</u>								
Oscillatoria splendida	1340	930	190	10	40	10	-	-
Anabaena flos-aquae	380	1630	115	10	-	20	-	-
Coelosphaerium Kuetzingianum	0	0	0	0	0	0	0	-
<u>DINOFLAGELLATAE</u>								
Peridinium sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>ZOOPLANKTON</u>								
(El número de Rotíferos viene expresado para 100 ml. y el de Crustáceos para 1 litro).								
ROTIFEROS	-	-	-	-	-	-	-	-
CRUSTACEOS	-	-	-	-	-	-	-	-

TABLA VII (continuación)

Fecha	25-6-73							
Profundidad (metros)	0	5	10	20	30	40	50	Fondo
<u>BACILLARIOPHYTA</u>								
Cyclotella sp.	-	-	-	-	-	-	-	-
Melosira sp.	-	-	-	3	3	10	7	-
Synedra acus	0	0	0	0	0	0	0	0
Asterionella formosa	0	0	0	0	0	0	0	0
Fragilaria crotonensis	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitzschia palea	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitzschia anfibia GRUN	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>CHLOROPHYCEAE</u>								
Crucigenia irregularis	0	0	0	0	0	0	0	0
Actinastrum sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
Coelastrum microsporum	0	0	0	0	0	0	0	0
Staurostrum sp.	-	-	-	-	-	-	-	-
Staurostrum paradoxum	-	-	-	-	0	0	0	0
Scenedesmus intermedius	0	0	0	0	0	0	0	0
Scenedesmus quadricauda	-	-	0	0	0	0	0	0
Scenedesmus sp.	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
Pediastrum boryanum	0	0	0	0	0	0	0	0
Tetraedrom sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
Monoraphidium irregulare	0	0	0	0	0	0	0	0
Monoraphidium minutum	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>CYANOPHYCEAE</u>								
Oscillatoria splendida	12000	740	2	←	-	-	-	-
Anabaena flos-aquae	8	0	-	0	0	0	0	-
Coelosphaerium kuetzingianum	-	30	0'4	0	0	0	0	-
<u>DINOFLAGELLATAE</u>								
Peridinium sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>ZOOPLANKTON</u>								
ROTIFEROS	0	0	220	0	0	0	0	0
CRUSTACEOS	-	-	-	-	-	-	-	-

TABLA VII (continuación)

Fecha	9-7-73							
Profundidad (metros)	0	5	10	20	30	40	50	Fondo
<u>BACILLARIOPHYTA</u>								
Cyclotella sp.	-	-	-	-	-	-	-	-
Melosira sp.	-	3	2	1	30	110	170	-
Synedra acus	0	0	0	0	0	0	0	-
Asterionella formosa	0	0	0	0	0	0	0	-
Fragilaria crotonensis	0	0	0	0	0	0	0	-
Nitzschia palea	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia anfibia GRUN	-	-	-	-	-	-	-	-
<u>CHLOROPHYCEAE</u>								
Crucigenia irregularis	0	0	0	0	0	0	0	0
Actinastrum sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
Coelastrum microsporum	0	0	0	0	0	0	0	0
Staurastrum sp.	-	-	-	-	-	-	-	-
Staurastrum paradoxum	-	-	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus intermedius	0	0	0	0	0	0	0	0
Scenedesmus quadricauda	-	-	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus sp.	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
Pediastrum boryanum	0	0	0	0	0	0	0	0
Tetraedrom sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
Monoraphidium irregulare	0	0	0	0	0	0	0	0
Monoraphidium minutum	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>CYANOPHYCEAE</u>								
Oscillatoria splendida	20200	400	30	430	355	420	280	-
Anabaena flos-aquae	9	330	3	-	-	-	-	-
Coelosphaerum kuetzingianum	-	-	-	2	4	2	-	-
<u>DINOFLAGELLATAE</u>								
Peridinium sp.	-	7	1	-	-	-	-	-
<u>ZOOPLANKTON</u>								
ROTIFEROS	12	56	0	0	0	0	0	0
CRUSTACEOS	-	-	-	-	-	-	-	-

TABLA VII (continuación)

Fecha	30-8-73							
Profundidad (metros)	0	5	10	20	30	40	50	Fondo
<u>BACILLARIOPHYTA</u>								
Cyclotella sp.	-	-	-	-	-	-	-	-
Melosira sp.	-	4	3	3	3	9	4	140
Synedra acus	0	0	0	0	0	0	0	-
Asterionella formosa	7	-	-	-	-	-	-	-
Fragilaria crotonensis	0	0	0	0	0	0	0	-
Nitzschia palea	0	0	0	0	0	0	0	-
Nitzschia anfibia GRUN	0	0	0	0	0	0	0	-
<u>CHLOROPHYCEAE</u>								
Crucigenia irregularis	-	3	-	-	-	-	-	-
Actinastrum sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
Coelastrum microsporum	7300	6950	480	240	80	85	-	-
Staurostrum sp.	3	-	-	-	-	-	-	-
Staurostrum paradoxum	-	9	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus intermedius	-	-	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus quadricauda	1	1	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus sp.	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
Pediastrum boryanum	0	0	0	0	0	0	0	0
Tetraedrom sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
Monoraphidium irregulare	0	0	0	0	0	0	0	0
Monoraphidium minutum	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>CYANOPHYCEAE</u>								
Oscillatoria splendida	6	55	3	3	2	2	2	-
Anabaena flos-aquae	0	0	0	0	0	0	0	0
Coelosphaerium kuetzingianum	0	0	0	0	0	0	0	-
<u>DINOFLAGELLATAE</u>								
Peridinium sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>ZOOPLANKTON</u>								
ROTIFEROS	55	23	26	0	0	0	0	0
CRUSTACEOS	67	134	161	3	0	0	0	0

TABLA VII (continuación)

Fecha	25-9-73							
Profundidad (metros)	0	5	10	20	30	40	50	Fondo
<u>BACILLARIOPHYTA</u>								
Cyclotella sp.	-	-	-	-	-	-	-	-
Melosira sp.	1	3	2	3	5	4	8	244
Synedra acus	0	0	0	0	0	0	0	0
Asterionella formosa	47	49	45	1	-	-	-	-
Fragilaria crotonensis	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia palea	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitzschia anfibia GRUN	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>CHLOROPHYCEAE</u>								
Crucigenia irregularis	0	0	0	0	0	0	0	0
Actinastrum sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
Coelastrum microsporum	930	870	260	-	-	-	-	-
Staurostrum sp.	-	1	-	-	-	-	-	-
Staurostrum paradoxum	6	7	1	1	-	-	-	-
Scenedesmus intermedius	1	2	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus quadricauda	4	4	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus sp.	1	2	-	-	-	-	-	-
Chlorella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
Pediastrum boryanum	-	-	-	-	-	-	-	-
Tetraedrom sp.	-	-	-	-	-	-	-	-
Monoraphidium irregulare	0	0	0	0	0	0	0	0
Monoraphidium minutum	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>CYANOPHYCEAE</u>								
Oscillatoria splendida	0	0	0	0	0	0	0	0
Anabaena flos-aquae	0	0	0	0	0	0	0	0
Coelosphaerium kuetzingianum	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>DINOFLAGELLATAE</u>								
Peridinium sp.	1	-	-	-	-	-	-	-
<u>ZOOPLANKTON</u>								
ROTIFEROS	14	112	42	28	0	0	0	0
CRUSTACEOS	67	134	161	3	0	0	0	0

TABLA VII (continuación)

Fecha	29-10-73							
Profundidad (metros)	0	5	10	20	30	40	50	Fondo
<u>BACILLARIOPHYTA</u>								
Cyclotella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
Melosira sp.	2360	1340	1380	2060	1140	650	160	320
Synedra acus	0	0	0	0	0	0	0	0
Asterionella formosa	70	40	250	270	210	40	10	-
Fragilaria crotonensis	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia palea	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitzschia anfibia GRUN	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>CHLOROPHYCEAE</u>								
Crucigenia irregularis	0	0	0	0	0	0	0	0
Actinastrum sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
Coelastrum microsporum	0	0	0	0	0	0	0	0
Staurastrum sp.	-	-	-	-	-	-	-	-
Staurastrum paradoxum	-	1	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus intermedius	-	-	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus quadricauda	-	-	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus sp.	1	1	-	-	-	-	-	-
Chlorella sp.	32	6	18	101	20	24	-	-
Pediastrum boryanum	2	1	1	-	-	-	-	-
Tetraedrön sp.	1	1	-	-	-	-	-	-
Monoraphidium irregulare	0	0	0	0	0	0	0	0
Monoraphidium minutum	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>CYANOPHYCEAE</u>								
Oscillatoria splendida	0	0	0	0	0	0	0	0
Anabaena flos-aquae	0	0	0	0	0	0	0	0
Coelosphaerium kuetzingianum	2	2	2	1	1	1	-	-
<u>DINOFLAGELLATAE</u>								
Peridinium sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>ZOOPLANKTON</u>								
ROTIFEROS	0	0	6	0	6	0	0	-
CRUSTACEOS	6	13	10	14	9	0	0	-

TABLA VII (continuación)

Fecha	27-11-73							
Profundidad (metros)	0	5	10	20	30	40	50	Fondo
<u>BACILLARIOPHYTA</u>								
Cyclotella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
Melosira sp.	340	255	320	65	305	320	140	52
Synedra acus	1	1	-	-	-	-	-	-
Asterionella formosa	7	5	6	1	9	-	-	-
Fragilaria crotonensis	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitzschia palea	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitzschia anfibia GRUN	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>CHLOROPHYCEAE</u>								
Cruceigenia irregularis	0	0	0	0	0	0	0	0
Actinastrum sp.	1	1	-	-	-	-	-	-
Coelastrum microsporum	0	0	0	0	0	0	0	0
Staurastrum sp.	1	1	-	-	-	-	-	-
Staurastrum paradoxum	-	-	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus intermedius	-	-	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus quadricauda	-	-	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus sp.	1	1	-	-	-	-	-	-
Chlorella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
Pediastrum boryanum	1	1	-	-	-	-	-	-
Tetraedrom sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
Monoraphidium irregulare	0	0	0	0	0	0	0	0
Monoraphidium minutum	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>CYANOPHYCEAE</u>								
Oscillatoria splendida	0	0	0	0	0	0	0	0
Anabaena flos-aquae	0	0	0	0	0	0	0	0
Coselosphaerium kuetzingianum	1	-	-	-	-	-	-	-
<u>DINOFLAGELLATAE</u>								
Peridinium sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>ZOOPLANKTON</u>								
ROTIFEROS	0	6	6	3	11	14	0	-
CRUSTACEOS	6	9	4	4	1	0	0	0

TABLA VII (continuación)

Fecha	18-12-73							
Profundidad (metros)	0	5	10	20	30	40	50	Fondo
<u>BACILLARIOPHYTA</u>								
Cyclotella sp.	-	-	-	-	-	-	-	-
Melosira sp.	250	250	265	290	270	350	-	-
Synedra acus	50	70	40	25	20	10	-	-
Asterionella formosa	160	110	120	190	120	70	-	-
Fragilaria crotonensis	1	2	-	-	-	-	-	-
Nitzschia palea	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia anfibia GRUN	-	-	-	-	-	-	-	-
<u>CHLOROPHYCEAE</u>								
Crucigenia irregularis	-	-	-	-	-	-	-	-
Actinastrum sp.	-	-	-	-	-	-	-	-
Coelastrum microsporum	-	-	-	-	-	-	-	-
Staurostrum sp.	-	-	-	-	-	-	-	-
Staurostrum paradoxum	-	-	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus intermedius	-	-	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus quadricauda	1	1	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus sp.	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
Pediastrum boryanum	-	-	-	-	-	-	-	-
Tetraedrön sp.	2	1	-	-	-	-	-	-
Monoraphidium irregulare	-	-	-	-	-	-	-	-
Monoraphidium minutum	-	-	-	-	-	-	-	-
<u>CYANOPHYCEAE</u>								
Oscillatoria splendida	0	0	0	0	0	0	0	0
Anabaena flos-aquae	0	0	0	0	0	0	0	0
Coelosphaerium kuetzingianum	2	1	1	0	0	0	0	0
<u>DINOFLLAGELLATAE</u>								
Peridinium sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>ZOOPLANKTON</u>								
ROTIFEROS	6	6	0	3	9	6	0	0
CRUSTACEOS	3	3	10	3	1	0	-	-

TABLA VII (continuación)

Fecha	15-1-74							
	0	5	10	20	30	40	50	Fondo
<u>BACILLARIOPHYTA</u>								
Cyclotella sp.	65	30	115	75	-	-	-	-
Melosira sp.	180	170	230	90	135	140	-	205
Synedra acus	55	45	15	10	30	30	-	25
Asterionella formosa	680	670	420	265	200	245	-	365
Fragilaria crotonensis	3	2	-	1	-	-	-	-
Nitzschia palea	35	1	0	10	0	3	-	4
Nitzschia amfibia GRUN	80	4	0	15	0	8	-	8
<u>CHLOROPHYCEAE</u>								
Crucigenia irregularis	0	0	0	0	0,	0	-	0
Actinastrum sp.	0	0	0	0	0	0	-	0
Coelastrum microsporum	0	0	0	0	0	0	-	0
Staurastrum sp.	0	0	0	0	0	0	-	0
Staurastrum paradoxum	0	0	0	0	0	0	-	0
Scenedesmus intermedius	2	3	1	-	-	-	-	-
Scenedesmus quadricauda	-	-	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus sp.	-	1	-	-	-	-	-	-
Chlorella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
Pediastrum boryanum	0	0	0	0	0	0	0	0
Tetraedröm sp.	-	-	-	-	-	-	-	-
Monoraphidium irregulare	3	3	1	2	-	-	-	-
Monoraphidium minutum	8	5	6	4	2	-	-	-
<u>CYANOPHYCEAE</u>								
Oscillatoria splendida	0	0	0	0	0	0	-	0
Anabaena flos-aquae	0	0	0	0	0	0	-	0
Coelosphaerium kuetzingianum	0	0	0	0	0	0	-	0
<u>DINOFLAGELLATAE</u>								
Peridinium sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>ZOOPLANKTON</u>								
ROTIFEROS	34	0	0	0	0	0	11	-
CRUSTACEOS	6	5	5	6	4	14	34	-

EMBALSE DE SAN JUAN

TABLA VIII

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	*AEROBIOS, 1 ml. AGAR, 37°C, 48 h.	COLIFORMES, 100 ml. ENDO, 37°C, 20 h.	COLIFECAL, 100 ml. MFC, 44°C, 20 h.	CLOSTRIDIUM, 100 ml. SPS AGAR, 37°C, 24 h.	ENTEROCOCOS, 100 ml. ENTEROCOCCUS AGAR 37°C, 48 h.
16-11-72	0	179	106	63	7	31
	5	209	102	69	11	34
	10	287	100	79	12	24
	20	235	460	179	65	120
	30	497	590	430	100-150	114
	40	1008	1500	850	55	430
	48	593	1300	780	108	370
12-12-72	0	9	297	212	24	76
	5	12	500	214	29	68
	10	20	700	216	35	77
	20	164	4750	1880	82	230
	30	338	13100	4730	107	350
	40	450	14700	5400	175	470
	49	37	11375	5010	212	420
23-1-73	0	760	6000	3200	296	775
	5	980	5500	3100	390	515
	10	800	4300	3400	370	355
	20	480	6800	4580	202	550
	30	624	8400	5400	134	450
	40	620	7200	5200	178	725
	50	2460	18800	12200	332	1590
	59	2860	20600	16000	430	1505
20-2-73	0	350	3200	1500	16	610
	5	-	-	-	-	-
	10	-	-	-	-	-
	20	510	3300	1400	88	500
	30	1320	3700	1600	40	620
	40	510	2800	2400	30	440
	50	560	3600	1900	60	480
	56	950	2600	1400	90	500

TABLA VIII (continuación)

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	AEROBIOS, 1 ml. AGAR, 37°C, 48 h.	COLIFORMES, 100 ml. ENDO, 37°C, 20 h.	COLIFECAL, 100 ml. MFC, 44°C, 20 h.	CLOSTRIDIUM, 100 ml. SPS AGAR, 37°C, 24 h.	ENTEROCOCOS, 100 ml. ENTEROCOCCUS AGAR 37°C, 48 h.
20-3-73	0	170	62	3	34	70
	5	360	160	12	40	50
	10	300	98	40	32	90
	20	100	400	140	34	70
	30	430	100	140	52	100
	40	390	200	20	26	60
	50	-	-	-	-	-
	56	350	200	100	95	60
30-4-73	0	630	20	0	0	0
	5	230	6	3	4	0
	10	1550	72	23	14	0
	20	280	700	0	10	0
	30	470	1200	0	6	0
	40	350	0	0	26	0
	50	870	0	0	18	0
	56	180	0	0	5	0
28-5-73	0	250	35	18	25	19
	5	160	230	123	20	43
	10	630	780	420	101	135
	20	460	510	340	72	101
	30	230	159	65	18	20
	40	120	137	57	23	15
	50	90	92	41	18	13
25-6-73	0	180	23	1	0	0
	5	1040	7	0	0	0
	10	1230	8	0	0	0
	20	1540	9	2	0	0
	30	790	14	0	0	0
	40	1160	5	0	0	0
	50	1570	9	1	0	0
	57	15400	12	11	0	0
9-7-73	0	390	13	6	6	14
	5	3250	17	13	8	12
	10	2910	0	0	1	1
	20	3570	1	0	3	0
	30	4230	1	0	3	1
	40	3960	0	0	3	0
	50	2970	0	0	6	0
	57	4110	51	2	9	0

TABLA VIII (continuación)

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	AEROBIOS, 1 ml. AGAR, 37°C, 48 h.	COLIFORMES, 100 ml. ENDO, 37°C, 20 h.	COLIFECAL, 100 ml. MFC, 44°C, 20 h.	CLOSTRIDIUM, 100 ml. SPS AGAR, 37°C, 24 h.	ENTEROCOCOS, 100 ml. ENTEROCOCCUS AGAR 37°C, 48 h.
30-8-73	0	1400	23	3	7	13
	5	1980	13	3	1	2
	10	2040	9	0	5	0
	20	1180	1	0	2	0
	30	1370	3	0	11	1
	40	2440	4	0	4	0
	50	2330	6	2	6	1
	57	10600	46	3	700	170
25-9-73	0	300	15	0	0	9
	5	1600	12	3	0	10
	10	2600	9	1	0	7
	20	5200	5	1	0	0
	30	2900	2	0	0	2
	40	3500	3	0	0	0
	50	3800	6	0	0	0
	57	4800	13	0	26	1
29-10-73	0	350	0	0'5	0	0'5
	5	1870	0	0	0	1'5
	10	1080	0	0	0'5	1'5
	20	1660	2	0	0'5	0
	30	5400	1	0	0	2
	40	2760	0	0	0	3
	50	1190	0	0'5	4'5	1'5
	57	8500	0	0'5	1	1'5
27-11-73	0	1100	3	0'5	1'5	0
	5	1020	0	0	-	0'5
	10	960	2	0'5	1'5	0
	20	840	2	0'5	4'5	0
	30	680	3	0	8	0
	40	200	2	0	7'5	0'5
	50	1250	1	0	0'5	0
	55	8500	5	2	4	0
18-12-73	0	1690	1	2	8'5	0
	5	1550	4	1'5	0	0
	10	1460	2	3'5	0	0
	20	1700	1	4'5	0	0
	30	4940	3	10	0	0
	40	3590	2	15'5	0	0
	50	-	-	-	-	-
	52	86800	0	0	0	0

TABLA VIII (continuación)

FECHA	PROFUNDIDAD (m)	AEROBIOS, 1 ml. AGAR, 37°C, 48 h.	COLIFORMES, 100 ml. ENDO, 37°C, 20 h.	COLIFECAL, 100 ml. MFC, 44°C, 20 h.	CLOSTRIDIUM, 100 ml. SPS AGAR, 37°C, 24 h.	ENTEROCOCOS, 100 ml. ENTEROCOCCUS AGAR 37°C, 48 h.
15-1-74	0	400	210	145	24	17
	5	500	210	170	50	19
	10	900	300	325	49	14
	20	700	2810	1975	164	143
	30	900	1080	845	79	55
	40	900	720	545	86	39
	50	-	-	-	-	-
	52	9200	710	350	48	61
16-2-74	0	660	210	104	15	1
	5	5840	500	133	11	6
	10	4180	300	116	7	9
	20	1900	1500	155	26	10
	30	4520	300	154	31	17
	40	470	1000	340	34	24
	50	1500	7100	670	109	103
	59	670	6200	5400	148	134

* En los muestreos de noviembre y diciembre de 1972 y enero y febrero de 1973 los medios de cultivo, temperatura y tiempo de incubación fueron respectivamente: Agar, 37°C, 24 h.; TGE, 37°C, 24 h.; Agar, 20°C, 48 h.; Agar, 20°C, 48 h. (Referido a las bacterias aerobias).

CAPITULO IXB I B L I O G R A F I A

- Revistas y separatas	96
- Libros y Tesis Doctorales	23

REVISTAS Y SEPARATAS

- 1.- ABERG, B. et RODHE, W., 1942. Über die Milieufaktoren in einigen Sudschwedischen Seen. Symb. bot. upsal., 5, 3, 1 - 256.
- 2.- AGUESSE, P., 1957. La classification des eaux poikilohalines, sa difficulté en Cannargue, nouvelle tentative de classification. Vie Milieu, 8, 4, 341-365.
- 3.- BARLOW, J.P., and BISHOP, J.W., 1965. Phosphate regeneration by zooplankton in cayuga Lake. Limnol. Ocean., 10 (suplement): R15-R24.
- 4.- BARRENSCHEEN, H.K. and BECKH-WIDMANSTETTER, H.A., 1923: Über bakterielle Reduktion organisch gebundener Phosphorsäure. Biochem. Z., 140: 279-283.
- 5.- BEADLE, L.C., 1957. Comparative Physiology: osmotic and ionic regulation in aquatic animals. A. Rev. Physiol., 19, 329-358.
- 6.- BEADLE, L.C., 1959. Osmotic and ionic regulation in relation to the classification of brackish and inland saline waters. Arch. Oceanogr. Limnol. Roma, 11, 143-151.
- 7.- BEAUCHAMP, R. S.A., 1953. Sulphates in African inland waters. Nature, Lond., 171:769.
- 8.- BEIJERINCK, M.W., 1901. Ueber oligonitrophile Mikroben. Zbl. Bakt. II, 7: 561-582.
- 9.- BERARDI, G., and TONOLLI, V., 1953. Clorofilla, fitoplancton e vicende meteorologiche (Lago Maggiore). Mem. Ist. Ital. Idrob., 7, 165-187.
- 10.- BERE, R., 1933. Numbers of bacteria in inland lakes of Wisconsin, as Shown by the direct count microscopic method. Int. Rev. 29.
- 11.- BERGER, F., 1955. Die Dichte natürlicher wässer und die Konzentrations stabilität in seen. Arch. Hydrobiol. Suppl. 22.

- 12.- BIRGE, E.A., and JUDAY, C., 1911. The inland lakes of Wisconsin. The dissolved gases and their biological significance. Bull. Wis. geol. nat. Hist. Surv., 22, 259 pp.
- 13.- BOONE, E., and BAAS-BECKING, L.G.M., 1931. Salt. effects on eggs and nauplii of *Artemia Salina* L. J. gen. Physiol., 14:753-763.
- 14.- BURTON, J.D., LEATHERLAND, T.M. and LISS, P.S., 1970. The reactivity of dissolved silicon in some natural waters. Limnol. Ocean., 15: 473-476.
- 15.- CLARKE, F.W., 1924. The data of geochemistry. Fifth ed. Bull. U.S. geol. Surv. 770, 841 pp.
- 16.- COLLINS, V.G., 1963. Proc. Soc. Wat. Treat. Exam., 12, 40-73.
- 17.- CONWAY, E.J., 1942. Mean geochemical data in relation to oceanic evolution. Proc. R. Irish Acad., 48B: 119-159..
- 18.- COOPER, L.H.N., 1948. Particulate ammonia in sea water. J. Mar. biol. Ass. U.K., 27: 322-325.
- 19.- CHOLODNY, N., 1929. Zur Methodik der quantitativen Erforschung des bakteriellen Planktons. Zentralbl. f. Bakteriol. II/77.
- 20.- CHU, S.P., 1942. The influence of the mineral composition of the medium on the growth of planktonic algae. Part. I. Methods on culture media. J. Ecol., 30: 284-325.
- 21.- CHU, S.P., 1946. The utilization of organic phosphorus by phytoplankton. J. Mar. biol. Assoc. U.K., 26: 285-295.
- 22.- DEBYSER, J., 1959.- Contribution á l'étude géochimique des vases marines. Inst. Fr. Pétrol., 3 vol., ref. 3136-1.
- 23.- DOMOGALLA, B.P. and FRED, E.B., 1926. Ammonia and nitrate studies of lakes near Madison, Wisc. J. Amer. Soc. Agron., 18: 897-911.
- 24.- DOWNING, A.L., 1970. Review of National Research Policy on Eutrophication problems. Wat. Treat. and Examination: vol. 19, Part. 3, pp. 223.

- 25.- EDMONDSON, W.T., 1961. Secondary Production and decomposition. Verh. Internat. ver. Limnol., 14: 316-339.
- 26.- EINSELE, W., 1936. Ueber die Beziehungen des Eisenkreislaufs zum phosphatkreis lauf im eutrophen see. Arch. Hydrobiol., 29: 664-686.
- 27.- EINSELE, W., 1938. Über chemische und Kolloidchemische vorgänge in Eisenphosphat - Systemen unter limnochemischen un limnogeologischen gesichtspunkten. Arch. Hydrobiol., 33: 361-387.
- 28.- FOGG, G.E., and WESTLAKE, D.F., 1955. The importance of extracellular products of algae in fresh waters. Verh. int. ver. Limnol., 12: 219-231.
- 29.- FOREL, F.A., 1901. Etudes thermique des lacs du nord de l'Europe. Arch. Sci. Phys. nat., ser. 4, 12: 35-55.
- 30.- FRANKLAND, P., 1896. Proc. Inst. Civ. Eng., 127, 83.
- 31.- GERLOFF, G.C., and Col., 1950. The mineral nutrition of *Coccochloris peniocyctis*. Amer. J. Bot., 37, 835-840.
- 32.- GESSNER, F., 1944. Der Chlorophyllgehalt der seen als Ausdruck ihrer produktivität. Arch. f. Hydrobiol., 40, 687-732.
- 33.- GOLDMAN, C.R., 1961. Primary Productivity in cirque lakes of the Klamath Mauntains (Abs). Bull. Ecol. Soc. Amer., 42: 141.
- 34.- GOLDMAN, C.R. et WETZEL, R.G., 1963. A study of the primary productivity of clear lake, lake country, California. Ecology, 44, 2, 283-294.
- 35.- GORHAM, E., 1955. On same factors affecting the checmical composition of Swedish fresh waters. Geochim. et casmoch. Acta, 7: 129-150.
- 36.- GUSEVA, K.A. 1935. Microbiology, Moscow, 4.
- 37.- HASLER, A.D., and EINSELE, W.G., 1948. Fertilization for increasing productivity of natural inland waters. Trans. 13th. N. Amer. Wild. L. Conf., March 8, 9, and 10., : 527-554.

- 38.- HUTCHINSON, G.E. and LÖFFLER, H., 1956. The thermal classification of lakes. Proc. Nat. Acad. Sc. 42.
- 39.- JONES, B.F., and Col., 1967. Silice in alkaline brines. Science, 158: 1310-1312.
- 40.- JØRGENSEN, C.B., 1944. On the spicule-formation of *Spongilla lacustris* L. 1. The dependence of the spicule-formation on the content of dissolved and solid silicic acid of the milieu. Biol. Medd. Kbh., 19, N^o. 7, 45 pp.
- 41.- JUDAY, C., BIRGE, E.A., and MELOCHE, V.W., 1938. Mineral content of the lake waters of northeastern Wisconsin. Trans. Wis. Acad. Sci. Arts. Lett., 31: 223-276.
- 42.- KARCHER, F.H., 1939. Untersuchungen über den stickstoffhaushalt in ostpreussischen Waldseen. Arch. Hydrobiol., 35: 177-266.
- 43.- KOLKOWITZ, T., and MARSON, M., 1909. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. Ber. d. Deutsch. Bot. Gesellschaft., 26, a.
- 44.- KLUYVER, A.J. and VAN REENEN, W.J., 1933. Über *Azotobacter agilis* Beijerinck. Arch. Microbiol., 4: 280-300.
- 45.- KUZNETSOV, S.J., and KARZINKIN, 1930. Eine Methode der quantitativen Bestimmung der Wasserbakterien. Russk. gidrobiol. Jaur. 9 (Russian).
- 46.- KUZNETSOV, S.J., 1958. A study of the size of bacteriae populations and of organic matter formation due to photo- and chemosynthesis in water bodies of different types. IVL - Verh. 13.
- 47.- LAGERSPETZ, K., 1958. The brackish-water tolerance of some fresh-water crustaceans. Verh. int. ver. Limnol., 13, 718-721.
- 48.- LANTZSCH, C., 1925. Der Boden der Wielenbacher Teiche (Kollaidgehalt, Bakterientätigkeit).
- 49.- LEEPER, G.W., 1952. Factors affecting availability of inorganic nutrients in soils with special reference to micronutrient metals. Ann. Rev. Plant. Physiol., 3, 1-15.

- 50.- LEWIN, J.C., 1955. Silicon metabolism in diatoms. II. Sources of silicon for growth of *Navicula pelliculosa*. *Plant Physiol.*, 30: 129-134.
- 51.- LEWIN, J.C., 1955. The capsule of the diatom *Navicula pelliculosa*. *J. gen. Microbiol.*, 13: 162-169.
- 52.- LEWIN, J.C., 1955. Silicon Metabolism in diatoms. III. Respiration. *J. gen. Physiol.*, 39: ~~1-10~~.
- 53.- LUND, J.W.G., 1954. The seasonal cycle of the plankton diatom, *Melosira italica* (Ehr.) Kütz, subsp. subarctica. *O. Mül. J. Ecol.*, 42: 151-179.
- 54.- LUND, J.W.G., 1967. Eutrophication. *Nature, Lond.*: 214, pp. 557-558.
- 55.- LÜNING, O., and BROHM, K., 1933. Über des Vorkommen von Phosphorwasserstoff in Brunnenwässern. *Z. Untersuch. Lebensmitt.*, 66: 460.
- 56.- MACKERETH, F.J.H., 1953. Phosphorus utilization by *Asterionella formosa* Hass. *J. Exp. Bot.*, 4: 296-313.
- 57.- MACKERETH, F.J.H., 1957. Chemical analysis in ecology illustrated from lake districts and lakes. I. Chemical analysis. *Proc. Linn. Soc. Lond.*, 167, 2, 159-164.
- 58.- MARGALEF, R., 1966. Ecological correlations and the Relationship between Primary Productivity and Community Structure. Edt. Charles R. Goldman; University of California Press., pp. 355-364.
- 59.- MAST, S.O., and PACE, D.M., 1937. The effect of silicon on growth and respiration in *Chilomonas paramecium*. *J. Cell. Comp. Physiol.*, 10: 1-13.
- 60.- MELOCHE, U.M., LEADER, G., SAFRANSKI, L., and JUDAY, C., 1938. The silica and diatom content of Lake Mendota Water. *Trans. Wis. Acad. Sci. Arts Lett.*, 31: 363-376.
- 61.- MEVIUS, W., 1924.- Wasserstoffionen Konzentration und permeabilität bei "Kalkfeindlichen" Gewächsen. *Z. schr. Bot.* 16.

- 62.- MINDER, L., 1922. Ueber biogene Entkalkung im Zürichsee. IVL - Verh, 1.
- 63.- MORTIMER, C.H., 1941-42. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. J. Ecol., 29: 280-329.
- 64.- MURRAY, J., and IRVING, R., 1891. On the silica and the siliceous remains of organisms in modern seas. Proc. roy. Soc. Edimb., 18: 229-250.
- 65.- OHLE, W., 1934. Chemische und Physikalische Untersuchungen norddeutscher seen. Arch. Hydrobiol., 26: 386-464; 584-658.
- 66.- OHLE, W., 1940. Ueber den Kaliumgehalt der Binnengewässer. "Vom Wasser", 14.
- 67.- OHLE, W., 1954. Sulfat als "Katalysator" des limnischen stoffkreislaufes. "Vom Wasser" 21, 13-32.
- 68.- PACAUD, A., 1939. Contribution à l'écologie des Cladocères. Bull. Biol. Fr. Belg., suppl. 25, 260 p.
- 69.- PACE, D.M., 1933. The relation of inorganic salts to growth and reproduction in *A. proteus*. Arch. Protistenk., 79: 133-145.
- 70.- PEARSALL, W.H., 1930. Phytoplankton in the English lakes. I. The proportions in the waters of some dissolved substances of biological importance. J. Ecol., 18: 306-320.
- 71.- PIRSON, A., 1939. Ueber die wirkung von Alkalionern auf Wachstum und Stoffwechsel von *Chlorella*. Planta, 29, 231-261.
- 72.- POMEROY, L.R., MATHEWS, H.M., and HONG SHIK MIN., 1963. Excretion of phosphate and soluble organic phosphorus compounds by zooplankton. Limnol. Ocean., 8: 50-55.
- 73.- PROVASOLI, L., et al. 1954. Relative and limiting concentration of major mineral constituents for the growth of algal flagellates. Trans. N-Y. Acad. Sci., 16, 412-417.

- 74.- RAKESTRAW, N.W. and HOLLAENDER, A., 1936. Photochemical oxidation of ammonia in sea water. *Science*, 84: 442-443.
- 75.- RAO, G.G., and DHAR, N.R., 1931. Photosynthesized oxidation of ammonia and ammonium salts and the problem of nitrification in soils. *Soil Sci.*, 31: 379-384.
- 76.- RICHTER, O., 1906. *Zur Physiologie der Diatomeen*, p. 16 Berlin.
- 77.- RODHE, W., 1949. The ionic composition of lake waters. *Verh. int. ver. Limnol.*, 10: 377-386.
- 78.- RUDAKOV, K.I., 1927. Die Reduktion der mineralischen Phosphate auf biologischen wegen. *Zentr. Bakt.*, II, 70: 200-214.
- 79.- RUTTNER, F., 1921. Das electrolytische Leitvermögen verdünnter Lösungen unter dem Einfluss submersen Gewächse. *Sitz. Ber. Akad. d. Wiss. Wien, math.- naturw. Kl. I*/130.
- 80.- RUTTNER, F., 1937. Limnologische Studien an einigen seen der ostalpen. *Arch. Hydrobiol.*, 32: 167-319.
- 81.- RUTTNER, F., 1947. Zur Frage der Karbonatassimilation der wasserpflanzen, I and II. *Oesterr. Bot. Zschr.* 94, 95.
- 82.- RUTTNER, F., 1960. Über die Kohlenstoffaufnahme bei Algen aus der Rhodophyceen-gattung *Batrachospermum*. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 22, 1, 280-291.
- 83.- SCHINDLER, D.W. and HOLMGREN, S.K., 1971. Primary production and phytoplankton in the Experimental Lakes Area, Northwestern Ontario and other low-carbonate waters, and liquid scintillation method for determining ¹⁴C activity in photosynthesis. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 28: 189-201.
- 84.- SCOTT, G.T., 1943. The mineral composition of *Chlorella Pyrenoidosa* grown in culture media containing varying concentrations of calcium, magnesium, potassium and radium. *J. Cell. Comp. Physiol.* 21, 3, 327-338.

- 85.- STEEMANN-NIELSEN, E., 1947. Photosynthesis of aquatic plants with special reference to the carbon sources. Dansk. Bot. Ark. 12.
- 86.- STEINER, M., 1938. Untersuchungen über den natürlichen Kreislauf des Phosphors. Angew. Chem., 51:839.
- 87.- TALLING, J.F., 1960. Comparative laboratory and field studies of photosynthesis by a marine planktonic diatom. Limnol. and Oceanogr. 5, 62-77.
- 88.- TIEDJENS, V.A., and ROBBINS, W.R., 1931. The use of ammonia and nitrate nitrogen by certain crop plants. Bull. N.J. agric. Exp. Sta., 526: 1-46.
- 89.- THIENEMANN, A., 1913. Die Salzwassertierwelt westfalens. Verh. d. dtsh. Zool. Ges.
- 90.- VIDAL, A., 1969. Evolution d'un lac de barrage dans le NE l'Espagne pendant les quatre premières années de service. Verh. int. Ver. Limnol., 17: 191-200.
- 91.- VINOGRADOV, A.P., and BOICHENKO, E.A., 1942. Decomposition of Kaolin by diatoms. C.R. Acad. Sci. URSS, 37: 135-138.
- 92.- WALKER, J.B., 1953. Inorganic micronutrient requirements for calcium (or Strontium), copper, and molybdenum. Archs. Biochem. Biophys., 46, 1-11.
- 93.- WHIPPLE, G.C., 1927. The microscopy of drinking water, J. Wiley, N-Y., 4^e Ed., 58 dp.
- 94.- WOLLENWEIDER, R.A., 1950. Ökologische Untersuchungen von planktischen Algen auf experimenteller Grundlage. Schweiz. Z. Hydrol., 12, 2, 194-262.
- 95.- WRIGHT, J.C., 1967. Effects of impoundments on productivity, water chemistry, and heat budgets of rivers. Reservoir Fishery Resources Symposium. Amer. Fish. Soc., Washington, D.C. pp. 188-199.

- 96.- YOSHIMURA, S., 1936. A contribution to the Knowledge of deep water temperature of Japanese lakes I. Journ. Astronomy and Geophysics XIII.
-

LIBROS Y TESIS DOCTORALES

- 1.- BOURRELLY, P., 1966. Les Algues D'Eau Douce., Tome I: Les Algues Vertes., Editions N. Boubée; Paris - VI^e.
- 2.- BOURRELLY, P., 1962. Les Algues D'Eau Douce., Tome II: Les Algues Jaunes et brunes., Editions N. Boubée; Paris - VI^e.
- 3.- BOURRELLY, P., 1970. Les Algues D'Eau Douce., Tome III: Les Algues bleues et rouges., Editions N. Boubée; Paris - VI^e.
- 4.- DUSSART, B., 1964. Limnologie; L'étude des eaux continentales. Paris Gauthier - Villars., 676 pp.
- 5.- FREY, D.G., 1966. Limnology in North America., Edited by David G. Frey., The University of Wisconsin Press., 734 pp.
- 6.- HUTCHINSON, G.E., 1957. A Treatise on Limnology; Vol. I. Geography Physics and Chemistry; John Wiley and Sons., New York., 1015 pp.
- 7.- HUTCHINSON, G.E., 1967. A Treatise on Limnology, Vol. II. Introduction to lake Biology and the Limnoplankton; John Wiley and Sons., New York., 1115 pp.
- 8.- KRAMER, J.R., HERBES, S.E., and ALLEN, H.E., 1972. Nutrients in Natural Waters., Edited by Herbert E. ALLEN and James R. KRAMER, 457 pp.
- 9.- LOWE-Mc CONNELL, R.H. (Editor)., 1966. Man-Made Lakes, Published for the Institute of Biology by Academic Press., London and New York; 218 pp.
- 10.- MACAN, T.T., 1969. Freshwater Ecology; Longman Group Limited; London; 338 pp.
- 11.- MACAN, T.T., 1970. Biological Studies of the English Lakes; Longman Group Limited, London, 260 pp.

- 12.- MARGALEF, R., 1955. Los organismos indicadores en la Limnología. Biología de las aguas continentales, XII, Ministerio de Agricultura., Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias., Madrid 300 pgs.
- 13.- MARGALEF, R., 1974. Ecología., Ediciones Omega, S.A., Barcelona, 951 pgs.
- 14.- NORRIS, J.R. and RIBBONS, D.B. (Edited). 1969., Methods in Microbiology, Vol. 38, Academic Press., London and New York.
- 15.- NIETO GARCIA, M., 1970. Los Pigmentos como indicadores ecológicos en las aguas corrientes del Centro de España (Tesis Doctoral). Ed. Centro de Estudios, Investigación y Aplicaciones del Agua; Barcelona.
- 16.- PEDRAZA GILSANZ, J., 1978. Estudio geomorfológico de la zona de enlace entre las sierras de Gredos y Guadarrama; Tesis Doctoral (inédita); Facultad de Ciencias Geológicas. Madrid.
- 17.- PLANAS, M. y GARCIA DE EMILIANI, M.O., 1973. Decologia Aquatica, Departamento de Ecología; Universidad de Barcelona, Director: R. MARGALEF; Nº. 1, 155 pgs.
- 18.- RUTTNER, F., 1963. Fundamentals of limnology, University of Toronto press, 295 pp.
- 19.- RUSSELL-HUNTER, W.D., 1970. Productividad acuática; Editorial Acribia; Zaragoza.
- 20.- UNESCO, 1966. Determination of photosynthetic pigments in sea-water (Monographs on oceanographic methodology) Ns. 68/XVIII. 1a/A. Paris.
- 21.- WARD, H.B., and WHIPPLE, G.CH., 1959 . Fresh-water Biology; Edited by Edmondson, W.T., New York, 1247 pp.
- 22.- WELCH, P.S., 1948. Limnological Methods; McGraw-Hill Book Company, INC., New York, Toronto, London, 381 pp.

- 23.- WOLLENWEIDER, R.A., 1971. A Manual on Methods for Measuring Primary Production in Aquatic Environment. I.B.P. Handbook N^o. 12; International Biological Programme, London NW1; 213 pp.
-